



Pedro de Matos Ribeiro da Silva

Licenciado em Ciências da Engenharia do Ambiente

**Invasão de Ecossistemas por *Acacia longifolia* -
Caracterização da entomofauna associada e
identificação de potenciais polinizadores**

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente, perfil de Engenharia Ecológica

Orientadora: Maria Rosa Paiva, Professora Catedrática da FCT -
UNL



**FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA**

Abril de 2012

Invasão de Ecossistemas por *Acacia longifolia* - Caracterização da entomofauna associada e identificação de potenciais polinizadores

© Pedro de Matos Ribeiro da Silva
Faculdade de Ciências e Tecnologia
Universidade Nova de Lisboa

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa tem o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objectivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Agradecimentos

À minha orientadora Professora Doutora Maria Rosa Paiva, pela oportunidade de desenvolver este trabalho, pelo fundamental contributo em conhecimento, acompanhamento e paciência que demonstrou ao longo da tese e sobretudo pelas inúmeras chamadas de atenção:

"O Pedro não se pode dispersar, não pode querer fazer de tudo um pouco, tem de se concentrar no que é importante!"

À Patrícia.

Ao camarada de tese *Chino*, pelas incontáveis noitadas de trabalho, pelo acompanhamento nos bons e maus momentos da tese e pela amizade que daí surgiu.

Ao meu Pai pela ajuda com a identificação das capturas, sem a qual ainda hoje estaria em frente à lupa a contar *"bichos"*.

Ao Alberto e à Sónia pela ajuda com a componente estatística, pelas ideias e por encurtarem a minha aprendizagem do SPSS de semanas para escassos dias.

Ao pessoal da Faculdade: Zorro, Filipa, Mariana, Inês, Sara, Dani, Morato, Rolo, Artur e Sara pelos intervalos da tese.

À minha Avó Joana que tem finalmente o seu neto *"de platina"* licenciado!

Aos melhores irmãos de sempre!

À minha Família: Pais, Ana, Tios e Primos pelo apoio e constantes *"Então essa tese?"*

"Thank you Space Expert"

"The evidence is overwhelming that wild pollinators are declining around the world. Most have already experienced a shrinking of range. Some have already suffered or face the imminent risk of total extinction. Their ranks are being thinned not just by habitat reduction and other familiar agents of impoverishment, but also by the disruption of the delicate "biofabric" of interactions that bind ecosystems together. Humanity, for its own sake, must attend to the forgotten pollinators and their countless dependent plant species."

Edward O. Wilson, Foreword to *The Forgotten Pollinators*, 1996

Resumo

As invasões biológicas são actualmente reconhecidas como uma das principais causas de perda de biodiversidade a nível mundial (Vitousek et al. 1997, Lake et al. 2004). A introdução de espécies vegetais exóticas tem vindo a causar alterações profundas na estrutura e funcionamento dos ecossistemas através da redução da riqueza de espécies nativas (Cronk e Fuller 1995, Vitousek 1997), no entanto os mecanismos responsáveis por estas alterações são frequentemente pouco conhecidos (Levine et al. 2003). O sucesso destas espécies exóticas depende frequentemente dos mutualismos que estabelecem nos habitats onde são introduzidas, sendo fundamentais para se estabelecerem, naturalizarem e tornarem-se invasoras (Richardson et al. 2000). Ainda de acordo com estes autores, mutualismos que envolvam a polinização e a dispersão de sementes por vias bióticas facilitam o processo de invasão destas espécies, em particular de espécies lenhosas. Quando uma espécie vegetal exótica é introduzida é frequentemente visitada por polinizadores nativos (Jakobsson et al. 2008) ocorrendo assim uma partilha de polinizadores com as espécies vegetais nativas, o que poderá levar à redução do sucesso reprodutivo destas pela competição por polinizadores, especialmente quando as espécies invasoras são mais atractivas e oferecem mais recompensas (Ghazoul 2004, Jakobsson et al. 2008, Flanagan et al. 2010), como no caso de *Acacia* spp.

Com este trabalho pretende-se: i) estudar os mutualismos entre *Acacia longifolia* uma espécie invasora em Portugal e a entomofauna nativa associada a esta entre os períodos de floração e pós-floração; ii) Avaliar a eficiência de captura de insectos pelas três técnicas de amostragem empregues neste estudo e iii) propor uma metodologia para a monitorização de polinizadores de *Acacia* spp como ponto de partida para estudos futuros com vista a avaliar os efeitos que o género *Acacia* exerce sobre a flora e polinizadores nativos através da competição por polinização.

Seleccionou-se por isso uma área de estudo caracterizada por uma acentuada invasão de *A. longifolia* inserida no Parque Natural de Sintra-Cascais. Para a amostragem da entomofauna e identificação de visitantes florais, delineou-se um transecto para a realização de observações dos visitantes florais de *A. longifolia* e no qual se procedeu à amostragem com rede e se colocaram dois tipos de armadilhas - cromotrópicas de cola e "pan traps".

A amostragem da entomofauna foi realizada durante os meses de Março e Abril de 2011 referentes ao período de floração e pós-floração de *A. longifolia*. Capturou-se um total de 47928 insectos pertencentes a 10 ordens. As diferenças observadas entre as capturas nestes dois períodos permitiram avaliar de que forma variaram as comunidades de insectos entre estas duas fases do ciclo de *A. longifolia*.

Observou-se em *A. longifolia* uma grande diversidade de visitantes florais de entre os quais se destacam várias espécies pertencentes à superfamília Apoidea (Hymenoptera), ao género *Bibionidae* (Diptera) e *Tropinota squalida* Socopoli (Coleoptera), no entanto são necessários estudos mais aprofundados que avaliem a carga polínica destes por forma a avaliar o contributo que estes potenciais polinizadores possam ter na polinização de *A. longifolia*. Verificou-se ainda neste trabalho que associada a esta espécie invasora, existe uma acentuada presença de fitófagos pertencentes às ordens Hemiptera e Thysanoptera, com especial destaque para *Acizzia uncatoides* (Hemiptera) uma espécie de psílideo nativo da Austrália e específico para *Acacia* spp, que se supõe ter sido introduzido acidentalmente em Portugal juntamente com o seu hospedeiro.

Relativamente à eficiência das técnicas de amostragem, concluiu-se à semelhança de outros autores (Campbell et al. 2007 e Westphal et al. 2008) que a amostragem por pan traps é actualmente a técnica de amostragem com melhor desempenho, tendo sido capaz de capturar as três ordens de potenciais polinizadores (Hymenoptera, Diptera e Coleoptera) de forma representativa e eficiente.

Palavras-chave: Invasões biológicas; espécies exóticas e invasoras; *A. longifolia*; competição por polinização; visitantes florais e polinizadores; técnicas de amostragem.

Abstract

The invasion of natural ecosystems by exotic species is one of the leading causes for the loss of biodiversity on worldwide level (Vitousek et al. 1997, Lake et al. 2004). The introduction of exotic plant species has caused profound changes in the community composition and ecosystem processes by reducing native species richness (Cronk e Fuller 1995, Vitousek 1997), and yet the mechanisms behind these changes are relatively poorly understood (Levine et al. 2003). The success of introduced plant species frequently depends on the mutualisms they establish in the habitats where they are introduced, and as such, are fundamental in their establishment, naturalization and the process of becoming an invasive species (Richardson et al. 2000). According to these authors, mutualisms that involve pollination and seed dispersal through biotic agents facilitate the process of habitat invasion by these species, particularly by woody species. Furthermore, introduced plant species are frequently visited by native pollinators (Jakobsson et al. 2008) thus sharing pollinators with native plant species, which in turn may lead to a reduction of reproduction success of native plant species which will then have to compete for pollination, especially when the introduced plant species is more attractive to pollinators (Ghazoul 2004, Jakobsson et al. 2008, Flanagan et al. 2010), as is the case of the *Acacia* genus.

This work aimed at: i) Studying the mutualisms between *Acacia longifolia*, an invasive species in Portugal, and the native entomofauna, by comparing the flowering and post-flowering periods; ii) Comparing the relative efficiency of three methods of capture and different types of traps, used to sample the insects, and iii) To propose a framework for monitoring acacia pollinators, considering the need for further work to be developed, particularly regarding the question of pollination competition.

The selected study area is characterized by a heavy invasion of *A. longifolia* and is situated in Parque Natural Sintra-Cascais. A transect walk was established for the sampling of insect fauna and the identification of potential pollinators of *A. longifolia*, in which observations of the insects in inflorescences were made and net-sweeping was performed. Two types of traps were placed in clusters alongside the transect, chromotropic sticky traps and pan traps.

The insect fauna sampling was performed during March and April of 2011 thus including the flowering period (March) and post-flowering (April) of *A. longifolia*. A total of 47928 insects was captured belonging to 10 orders. By comparing the captures of these two periods it was possible to evaluate how the insect community changed during the two phases of the *A. longifolia* cycle.

A wide diversity of floral visitors was observed, among which several in the superfamily Apoidea (Hymenoptera), the genus *Bibionidae* (Diptera) and *Tropinota squalida* Socopoli (Coleoptera). However, further work is needed to study the pollen loads of these floral visitors in order to estimate their contribution to the pollination of *A. longifolia*. A high number of phytophagous insects was associated with *A. longifolia* particularly Hemiptera and Thysanoptera, with special highlight to *Acizzia uncatoides* (Hemiptera) a species of psyllid native to Australia and host specific to *Acacia* spp, supposedly introduced accidentally in Portugal along with its host.

Regarding the performance of the sampling techniques, it was concluded that pan traps was the most efficient method regarding the capture of the three orders of potential pollinators, Hymenoptera, Diptera and Coleoptera. Results are in accordance with Campbell et al. (2007) and Westphal et al. (2008), who considered pan traps to be an efficient, unbiased and cost effective sampling method.

Keywords: Biological invasions, exotic and invasive species; *A. longifolia*; competition for pollination; floral visitors and potential pollinator; sampling techniques.

Índice

1. Introdução	1
1.1 Enquadramento	1
1.2 Objectivos	3
1.3 O género <i>Acacia</i> em Portugal	4
1.3.1 Enquadramento legal	5
1.3.2 Breve caracterização e distribuição de <i>A. longifolia</i>	7
1.4 Ecologia da polinização do género <i>Acacia</i>	10
1.4.1 Flores - caracterização geral	10
1.4.2 Fenologia - aspectos gerais	11
1.4.3 Polinização biótica e abiótica	13
1.4.4 Recompensas florais e mecanismos de atracção	13
1.4.5 Potenciais polinizadores do género <i>Acacia</i>	15
1.5 Caracterização do local de estudo	18
2. Materiais e Métodos	23
2.1 Área de estudo	23
2.2 Estudo da entomofauna	25
2.2.1 Amostragem em sistemas florestais	25
2.2.2 Entomofauna associada a <i>Acacia</i> spp	26
2.3 Técnicas de amostragem e delineamento experimental	26
2.3.1 Observações	28
2.3.2 Capturas com rede	29
2.3.3 Armadilhas cromotrópicas	30
2.3.4 Pan traps	31

2.4 Tratamento estatístico de dados	32
2.4.1 Comparação das capturas entre períodos de amostragem	32
2.4.2 Comparação da eficiência das técnicas de amostragem	32
2.5 Identificação das capturas	34
3. Resultados	39
3.1 Comparação das capturas entre períodos de amostragem - Março e Abril	41
3.2 Comparação da eficiência das técnicas de amostragem	43
3.2.1 Capturas com rede	46
3.2.2 Armadilhas cromotrópicas	51
3.2.3 Pan traps	56
3.3 Hymenoptera	61
3.4 Observações	62
4. Discussão	66
4.1 Caracterização da entomofauna associada a <i>A. longifolia</i>	66
4.2 Identificação de potenciais polinizadores de <i>A. longifolia</i>	67
4.3 Comparação da eficiência das técnicas de amostragem	71
4.3.1 Capturas com rede	71
4.3.2 Armadilhas cromotrópicas	72
4.3.3 Pan traps	72
4.4 Proposta de metodologia para a amostragem de polinizadores de <i>Acacia</i> spp	73
5. Conclusão e trabalhos futuros	75
Referências bibliográficas	77

Anexos

92

ANEXO I - Datas de amostragem

93

ANEXO II - Testes estatísticos referentes à comparação entre períodos de amostragem

Tabela 1 - Testes de Normalidade para as capturas de Hymenoptera	94
Tabela 2 - Testes de Normalidade para as capturas de Hymenoptera após transformação em \log_{10}	94
Tabela 3 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Hymenoptera após transformação em \log_{10}	94
Tabela 4 - Resultados do teste ANOVA para Hymenoptera após transformação em \log_{10}	94
Tabela 5 - Testes de Normalidade para as capturas de Diptera	95
Tabela 6 - Testes de Normalidade para as capturas de Diptera após transformação em \log_{10}	95
Tabela 7 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Diptera após transformação em \log_{10}	95
Tabela 8 - Resultados do teste ANOVA para Diptera após transformação em \log_{10}	95
Tabela 9 - Testes de Normalidade para as capturas de Coleoptera	96
Tabela 10 - Testes de Normalidade para as capturas de Coleoptera após transformação em \log_{10}	96
Tabela 11 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Coleoptera após transformação em \log_{10}	96
Tabela 12 - Resultados do teste ANOVA para Coleoptera após transformação em \log_{10}	96
Tabela 13 - Testes de Normalidade para as capturas de Hemiptera	97
Tabela 14 - Testes de Normalidade para as capturas de Hemiptera após transformação em \log_{10}	97
Tabela 15 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Hemiptera após transformação em \log_{10}	97
Tabela 16 - Resultados do teste ANOVA para Hemiptera após transformação em \log_{10}	97
Tabela 17 - Testes de Normalidade para as capturas de Thysanoptera	98
Tabela 18 - Testes de Normalidade para as capturas de Thysanoptera após transformação em \log_{10}	98
Tabela 19 - Testes de Normalidade para as capturas de Thysanoptera após transformação em raiz quadrada	98
Tabela 20 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para Thysanoptera	98
Tabela 21 - Testes de Normalidade para as capturas de Thysanoptera após transformação em \log_{10}	99
Tabela 22 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Thysanoptera após transformação em \log_{10}	99
Tabela 23 - Resultados do teste ANOVA para Thysanoptera após transformação em \log_{10}	99

ANEXO III - Testes estatísticos referentes à comparação entre técnicas de amostragem

Tabela 1 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Hymenoptera após transformação em \log_{10}	100
Tabela 2 - Resultados do teste ANOVA para Hymenoptera após transformação em \log_{10}	100
Tabela 3 - Resultados do teste Tukey para Hymenoptera após transformação em \log_{10}	100
Tabela 4 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Diptera após transformação em \log_{10}	101
Tabela 5 - Resultados do teste Welch para Diptera após transformação em \log_{10}	101
Tabela 6 - Resultados do teste Tukey para Diptera após transformação em \log_{10}	101

Tabela 7 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Coleoptera após transformação em \log_{10}	102
Tabela 8 - Resultados do teste ANOVA para Coleoptera após transformação em \log_{10}	102
Tabela 9 - Resultados do teste Tukey para Coleoptera após transformação em \log_{10}	102
Tabela 10 - Resultados do teste Tukey para Coleoptera após transformação em \log_{10} para Março	103
Tabela 11 - Resultados do teste Tukey para Coleoptera após transformação em \log_{10} para Abril	103
Tabela 12 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Hemiptera após transformação em \log_{10}	104
Tabela 13 - Resultados do teste ANOVA para Hemiptera após transformação em \log_{10}	104
Tabela 14 - Resultados do teste Tukey para Hemiptera após transformação em \log_{10}	104
Tabela 15 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para Thysanoptera	105
Tabela 16 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para Thysanoptera entre técnicas	105
Tabela 17 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para Thysanoptera entre técnicas	106
Tabela 18 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para Thysanoptera entre técnicas	106

ANEXO IV - Testes estatísticos referentes às técnicas de amostragem e suas variáveis

Hymenoptera

Tabela 1 - Teste de Homogeneidade de variâncias para pan traps após transformação em \log_{10}	107
Tabela 2 - Resultados do teste ANOVA para pan traps após transformação em \log_{10}	107
Tabela 3 - Teste de Homogeneidade de variâncias para arm. cromotrópicas após transformação em \log_{10}	107
Tabela 4 - Resultados do teste ANOVA para armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}	108
Tabela 5 - Teste de Homogeneidade de variâncias para capturas com rede após transformação em \log_{10}	108
Tabela 6 - Resultados do teste ANOVA para capturas com rede após transformação em \log_{10}	108

Diptera

Tabela 7 - Teste de Homogeneidade de variâncias para pan traps após transformação em \log_{10}	109
Tabela 8 - Resultados do teste ANOVA para pan traps após transformação em \log_{10}	109
Tabela 9 - Teste de Homogeneidade de variâncias para arm. cromotrópicas após transformação em \log_{10}	109
Tabela 10 - Resultados do teste Welch para armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}	110
Tabela 11 - Teste de Homogeneidade de variâncias para arm. cromotrópicas após transformação em \log_{10}	110
Tabela 12 - Resultados do teste ANOVA para capturas com rede após transformação em \log_{10}	110
Tabela 13 - Teste de Homogeneidade de variâncias para arm. cromotrópicas após transformação em \log_{10}	110
Tabela 14 - Resultados do teste Welch para arm. cromotrópicas após transformação em \log_{10}	111
Tabela 15 - Teste de Homogeneidade de variâncias para capturas com rede após transformação em \log_{10}	111
Tabela 16 - Resultados do teste ANOVA para capturas com rede após transformação em \log_{10}	111

Coleoptera

Tabela 17 - Teste de Homogeneidade de variâncias para pan traps após transformação em \log_{10}	112
Tabela 18 - Resultados do teste ANOVA para pan traps após transformação em \log_{10}	112
Tabela 19 - Teste de Homogeneidade de variâncias para arm. cromotrópicas após transformação em \log_{10}	112
Tabela 20 - Resultados do teste ANOVA para armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}	113
Tabela 21 - Teste de Homogeneidade de variâncias para capturas com rede após transformação em \log_{10}	113
Tabela 22 - Resultados do teste ANOVA para capturas com rede após transformação em \log_{10}	113

Hemiptera

Tabela 23 - Teste de Homogeneidade de variâncias para pan traps após transformação em \log_{10}	114
Tabela 24 - Resultados do teste ANOVA para pan traps após transformação em \log_{10}	114
Tabela 25 - Teste de Homogeneidade de variâncias para arm. cromotrópicas após transformação em \log_{10}	114
Tabela 26 - Resultados do teste ANOVA para armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}	115
Tabela 27 - Teste de Homogeneidade de variâncias para capturas com rede após transformação em \log_{10}	115
Tabela 28 - Resultados do teste ANOVA para capturas com rede após transformação em \log_{10}	115

Thysanoptera

Tabela 29 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para pan traps	116
Tabela 30 - Testes de Normalidade para as capturas de Thysanoptera após transformação em \log_{10}	116
Tabela 31 - Teste de Homogeneidade de variâncias para as capturas de Thysanoptera após transformação	116
Tabela 32 - Resultados do teste ANOVA para capturas de Thysanoptera após transformação em \log_{10}	117
Tabela 33 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para Armadilhas cromotrópicas	117
Tabela 34 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para capturas com rede	117

Índice de Figuras

Figura 1 - Distribuição de <i>A. longifolia</i> em Portugal Continental	9
Figura 2 - Pormenor da floração de <i>Acacia longifolia</i> na área de estudo (Março, 2011)	24
Figura 3 - Delimitação da área de estudo 100m comprimento x 50m largura (5000m ²)	27
Figura 4 - Representação da vegetação na área de estudo e transecto para a realização da amostragem	27
Figura 5 - Capturas totais para Março	40
Figura 6 - Capturas totais para Abril	40
Figura 7 - Capturas de Hymenoptera com rede	47
Figura 8 - Capturas de Diptera com rede	47
Figura 9 - Capturas de Coleoptera com rede	48
Figura 10 - Capturas de Hemiptera com rede	48
Figura 11 - Capturas de Thysanoptera com rede	49
Figura 12 - Capturas de Hymenoptera com armadilhas cromotrópicas	52
Figura 13 - Capturas de Diptera com armadilhas cromotrópicas	52
Figura 14 - Capturas de Coleoptera com armadilhas cromotrópicas	53
Figura 15 - Capturas de Hemiptera com armadilhas cromotrópicas	53
Figura 16 - Capturas de Thysanoptera com armadilhas cromotrópicas	54
Figura 17 - Capturas de Hymenoptera com pan traps	57
Figura 18 - Capturas de Diptera com pan traps	57
Figura 19 - Capturas de Coleoptera com pan traps	58
Figura 20 - Capturas de Hemiptera com pan traps	58
Figura 21 - Capturas de Thysanoptera com pan traps	59
Figura 22 - Capturas de Hymenoptera com pan traps para Março e Abril de 2011 em Penha Longa, Sintra	61
Figura 23 - Visitantes florais pertencentes a Hymenoptera (A) <i>Apoidea</i> sp, (B) <i>Bombus</i> sp	62
Figura 24 - Visitantes florais pertencentes a Diptera (A) <i>Bibionidae</i> sp1 (B), <i>Bibionidae</i> sp2	62
Figura 25 - <i>Tropinota squalida</i> (A) Hábitos fitófagos, (B) em fase de acasalamento	63
Figura 26 - Recursos florais disponíveis em Abril (A) <i>Apoidea</i> em <i>Cistus monspeliensis</i> , (B) <i>Apoidea</i> em <i>Hieracium pilosella</i> , (C) <i>Bombus</i> sp em <i>Galactites tomentosa</i> , (D) <i>Tropinota squalida</i> e <i>Bibionidae</i> em <i>Galactites tomentosa</i>	64

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Espécies do género <i>Acacia</i> registadas para Portugal (Almeida e Freitas, 2006)	4
Tabela 2 - Artrópodes capturados para cada uma das técnicas de amostragem em Março e Abril de 2011	39
Tabela 3 - Capturas com rede para as cinco ordens de insectos em estudo - Março	46
Tabela 4 - Capturas com rede para as cinco ordens de insectos em estudo - Abril	46
Tabela 5 - Média e Desvio padrão das capturas com rede para as cinco ordens em estudo	46
Tabela 6 - Capturas com armadilhas cromotrópicas para as cinco ordens de insectos em estudo - Março	51
Tabela 7 - Capturas com armadilhas cromotrópicas para as cinco ordens de insectos em estudo - Abril	51
Tabela 8 - Média e Desvio padrão das capturas com arm. cromotrópicas para as cinco ordens em estudo	51
Tabela 9 - Capturas com pan traps para as cinco ordens de insectos em estudo - Março	56
Tabela 10 - Capturas com pan traps para as cinco ordens de insectos em estudo - Abril	56
Tabela 11 - Média e Desvio padrão das capturas com rede para as cinco ordens em estudo	56

Nota

Existem actualmente evidências que sugerem que *Acacia sensu lato* é um grupo polifilético no qual o subgénero *Acacia* não se encontra relacionado com os subgéneros *Aculeiferum* e *Phyllodineae* (Ver Maslin, 2011). Após a Nomenclature Section of the XVII International Botanical Congress em Julho de 2011, estabeleceu-se que o nome *Acacia* aplica-se às cerca de 1000 espécies nativas da Austrália referidas anteriormente por subgénero *Phyllodineae* e que o anterior subgénero *Acacia* passa a referir-se por *Vachellia*.

Uma vez que este trabalho começou a ser escrito em Março de 2011 e por forma a evitar conflitos com a literatura consultada, manter-se-á a nomenclatura anterior. Assim neste trabalho, o género *Acacia sensu lato* será usado para referir os subgéneros *Acacia* (referente às espécies nativas da África), *Aculeiferum* (referente às espécies nativas da América) e *Phyllodineae* (referente às espécies nativas da Austrália).

1. Introdução

1.1 Enquadramento

A invasão de ecossistemas por espécies exóticas constitui uma das maiores causas de perda de biodiversidade a nível mundial (Lake et al. 2004). Dada a sua capacidade de alterar os ecossistemas naturais através da alteração da composição de espécies e estrutura de comunidades, a alteração da ciclagem de nutrientes ou o regime de fogos (Spuhler et al. 1997) entre tantas outras alterações que promovem, as espécies invasoras são uma ameaça aos serviços que os ecossistemas nos prestam (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) tendo por isso um profundo impacte social e económico (Daily et al. 1997, Mooney et al. 2009). Um dos mais importantes serviços que os ecossistemas nos prestam é a polinização (Daily et al. 1997, Constanza et al. 1997) essencial para a manutenção, diversidade e produtividade de ecossistemas naturais e agrícolas (Buchman e Nabhan, 1996). A European Pollinator Initiative estimou que mais de 84% das culturas comerciais europeias dependem directamente de insectos polinizadores e que este serviço atinge um valor de €5 biliões anuais só na Europa. Pimentel et al. (1997) avaliou este serviço em \$200 biliões anuais a nível mundial.

Nas últimas duas décadas diversos autores tem expressado uma crescente preocupação com o declínio de polinizadores e a deterioração do serviço que nos prestam (Buchman e Nabhan, 1996, Kearns et al. 1998, Cane et al. 2001) o que após a International Workshop on the Conservation and Sustainable Use of Pollinators in Agriculture em 1998 levou à criação da International Initiative for the Conservation and Sustainable Use of Pollinators em 2002. São diversas as causas apontadas para este declínio dos polinizadores, Cane et al. (2001) refere como principais causas a alteração dos usos do solo com consequente fragmentação de habitats e o uso excessivo de pesticidas na agricultura. Outras causas incluem a disseminação doenças e parasitas como o género *Varroa* (Williams 1991), alteração do regimes de incêndios (Potts et al. 2003) e a introdução de espécies invasoras (Stout et al. 2009) entre outras. A introdução de espécies exóticas tem vindo a causar alterações profundas na estrutura e funcionamento dos ecossistemas através da redução da riqueza de espécies nativas (Cronk e Fuller 1995, Vitousek 1997), no entanto os mecanismos responsáveis por estas alterações são frequentemente pouco conhecidos (Levine et al. 2003). Um destes mecanismos para o qual pouco se conhece, é a alteração

que a introdução de espécies vegetais exóticas promove ao nível das comunidades de polinizadores e da flora nativa. Sabe-se no entanto que quando introduzidas, estas espécies são frequentemente visitadas por polinizadores nativos, ocorrendo assim uma partilha de polinizadores com as espécies vegetais nativas. (Jakobsson et al. 2008). A competição por polinizadores pode ser responsável pela ruptura das relações de mutualismo entre os polinizadores e a flora nativa, levando à redução do sucesso reprodutivo destas especialmente quando as espécies invasoras são mais atractivas e oferecem uma maior recompensa (Ghazoul 2004, Jakobsson et al. 2008, Flanagan et al. 2010). As alterações na estrutura da flora poderão ter impactes profundos nas comunidades de polinizadores, particularmente para espécies de polinizadores especialistas, para os quais a perda da flora nativa poderá ser determinante na sua sobrevivência (Stout et al. 2009).

O sucesso das espécies vegetais exóticas depende frequentemente dos mutualismos que estabelecem nos habitats onde são introduzidas nomeadamente com os polinizadores nativos, sendo fundamentais para o processo de naturalização e invasão destas espécies (Richardson et al. 2000). Para tal é necessário que estas espécies possuam três características fundamentais, nomeadamente: a) estruturas florais morfologicamente acessíveis; b) recompensas com valor nutricional e c) estarem disponíveis espacial e temporalmente a estes polinizadores nativos (Stout et al. 2009). Gibson et al. (2011) sugere que o sucesso de espécies vegetais invasoras depende mesmo de características tais como: a) serem atractivas para os visitantes florais e possuírem uma morfologia floral que permita o acesso a polinizadores generalistas; b) Produzirem de um grande número de flores que permaneçam viáveis por longos períodos de tempo e c) apresentarem uma época de floração coincidente com as espécies vegetais nativas e à emergência dos polinizadores nativos. Ainda de acordo com estes autores, as acácias do subgénero *Phyllodineae* possuem estas características, apresentando uma morfologia floral conducente a uma polinização entomófila generalista com uma enorme recompensa de pólen e néctar extrafloral, possuindo uma densa floração que se mantém durante longos períodos de tempo, reduzindo assim a competição por polinizadores e contribuindo para o seu acentuado potencial de invasão.

Em Portugal Continental, mais de 15 % das espécies da flora vascular são plantas exóticas, das quais cerca de 40 % são consideradas pelo menos potencialmente invasoras. De entre as mais agressivas destacam-se várias espécies de árvores do género *Acacia* (Marchante, E. 2007).

O género *Acacia* foi inicialmente introduzido em Portugal para estabilização de dunas e protecção contra a erosão do litoral, no entanto as diversas introduções e campanhas de arborização com este género levaram a uma acentuada expansão de *Acacia* spp em todo o país (Marchante, H. 2001). Actualmente, diversas espécies de acácias introduzidas como *Acacia saligna* (Labill) H. Wendl., *Acacia dealbata* Link., *Acacia longifolia* (Andr.) Willd e *Acacia melanoxylon* R.Br. são consideradas invasoras em Portugal, tendo já sido estudados alguns dos impactes causados por estas espécies a nível de impactes na flora, alteração de nutrientes no solo, longevidade do banco de sementes e dispersão de sementes entre outros (Marchante H. 2001, Torrinha, A. 2005, Marchante E. et al. 2008, Ruas, S. 2010), no entanto, existe ainda uma grande lacuna de conhecimento, sobre como respondem os nossos ecossistemas a estas invasões.

Torna-se por isso necessário estudar que mutualismos existem entre estas espécies e a entomofauna associada, bem como os seus potenciais polinizadores em território nacional por forma a avaliar que efeitos exerce o género *Acacia* sobre a flora e polinizadores nativos através da competição por polinização.

1.2 Objectivos

Os objectivos gerais deste trabalho consistiram em caracterizar a entomofauna associada a *A. longifolia* e identificar os seus potenciais polinizadores num área de estudo inserida no Parque Natural Sintra-Cascais (PNSC), bem como avaliar a eficiência de captura pelas diferentes técnicas de amostragem empregues. Mais especificamente, os objectivos definidos para este estudo foram:

- a) Comparar as capturas entre o período de floração e pós-floração de *A. longifolia* e caracterizar a entomofauna a esta associada durante o seu período de floração;
- b) Identificar os potenciais polinizadores de *A. longifolia*;
- c) Avaliar a eficiência de captura de três técnicas de amostragem de insectos frequentemente empregues - Capturas com rede, armadilhas cromotrópicas e pan traps;
- d) Propor uma metodologia para a monitorização de polinizadores de *Acacia* spp para trabalhos futuros.

1.3 O género *Acacia* em Portugal

Um grande número de espécies do género *Acacia*, têm vindo a ser introduzidas por todo o globo (Marchante, E. 2007). Le Maitre et al. (2011) referem que pelo menos 23 espécies de acácia australiana são actualmente invasoras ou potenciais invasoras em diversas regiões do globo, tais como a África do Sul (Milton e Moll 1982, Holmes P. 1990), Austrália (Morgan et al. 2002, Radford et al. 2002), Nova Zelândia (Hill, R. 2005), Portugal (Marchante H. et al. 1999, Marchante H. 2001, Rascher et al. 2011), Espanha (Elorza et al. 2004 Díaz et al. 2007), Chile (Fuentes-Ramírez et al. 2011) entre outros.

Em Portugal, pelo menos 14 espécies do género *Acacia* foram introduzidas, que desde então se tornaram naturalizadas ou invasoras (ver tabela 1). Destas 14 espécies apenas *Acacia karroo* é originária da África do Sul, sendo que as restantes 13 são nativas da Austrália (Marchante, E. 2007).

Tabela 1 - Espécies do género *Acacia* registadas para Portugal (Almeida e Freitas, 2006 in Marchante, E. 2007)

Espécie	Estatuto
<i>Acacia baileyana</i> F. Muell.	Casual
<i>Acacia cultriformis</i> A. Cunn. ex G. Don	Casual
<i>Acacia cyclops</i> A. Cunn. ex G. Don fil.	Invasora
<i>Acacia dealbata</i> Link	Invasora *
<i>Acacia decurrens</i> (J.C. Wendl.) Willd.	Casual
<i>Acacia karroo</i> Hayne	Naturalizada *
<i>Acacia longifolia</i> (Andrews) Willd.	Invasora *
<i>Acacia mearnsii</i> De Wild.	Invasora *
<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.	Invasora *
<i>Acacia pycnantha</i> Bentham	Naturalizada *
<i>Acacia retinodes</i> Schlecht.	Invasora *
<i>Acacia saligna</i> (Labill.) H.L. Wendl.	Invasora *
<i>Acacia sophorae</i> (Labill.) R. Br.	Invasora
<i>Acacia verticillata</i> (L' Hér.) Willd.	Naturalizada

* Espécies listadas como invasoras pelo Decreto-Lei nº 565/99 de 21 de Dezembro de 1999

A introdução de *Acacia* spp em Portugal, remonta ao fim do século XIX e início do século XX, com o objectivo de estabilizar areias e travar a erosão em ecossistemas costeiros, bem como para fins ornamentais (Marchante, H. 2001). São vários os registos que reportam a

introdução de espécies deste género em Portugal - Neto (1993) (in Marchante H. 2001) refere a introdução de *A. longifolia* nas dunas de S. Jacinto entre 1888 e 1929; ainda no início do século XIX, Reis (1924) (in Marchante H. 2001) remete para a introdução das espécies *A. melanoxylon*, *A. longifolia* e *Acacia floribunda* no sistema dunar de Quiaios-Mira; Um artigo publicado no Jornal de Horticultura Prática por Oliveira Júnior (1871) (in Fernandes, M. 2008) menciona a introdução de alguns exemplares de *A. dealbata* no Porto; Ferreira e Reis (1999) (in Marchante H. 2001) referem a introdução na Serra de Sintra de dois ou três exemplares de *A. melanoxylon* em 1880 como responsáveis pelos primeiros focos de invasão que se registavam já no final do século XIX; Sousa (1926) (in Fernandes, M. 2008) aponta que a introdução deste género no parque Nacional Peneda-Gerês teve início em 1897-98 com a plantação de mais de 500 exemplares de *Acacia* spp em diversos pontos do parque; Ainda para o parque Nacional Peneda-Gerês, Liberal e Esteves (1999) (in Marchante H. 2001) relatam a introdução de mais de 800 exemplares de *A. dealbata* para estabilizar taludes entre 1902 e 1905.

1.3.1 Enquadramento legal

O potencial invasor de *Acacia* spp em território nacional rapidamente se tornou evidente o que levou à criação da Lei n.º 1951 de 9 de Março de 1937, que proibiu "*a plantação ou a sementeira de eucaliptos ou de acácias a menos de 20 metros de distância de terrenos cultivados e a menos de 40 de nascentes, terras de cultura de regadio, muros e prédios urbanos, salvo se entre umas e outros mediar curso de água, estrada ou desnível de mais de 4 metros*". No mesmo ano, esta lei foi revogada pelo Decreto-Lei n.º 28039 de 14 de Setembro de 1937 que redefine os termos de proibição para a "*plantação ou sementeira de eucaliptos, acácias da espécie denominada dealbata, vulgarmente conhecida por acácia mimosa, e de ailantos, a menos de 20 metros de terrenos cultivados e a menos de 30 de nascentes, terras de cultura de regadio, muros e prédios urbanos*". Deu-se assim uma redução das distâncias de interdição - "*sem perigo de se frustrarem os fins da lei*", bem como se excluíram desta proibição, outras espécies de acácias - "*por não prejudicarem as culturas vizinhas mais do que outras árvores*". Ainda neste Decreto-Lei, estabeleceu-se um regime de excepção - "*no caso de se reconhecer que a forma mais conveniente de*

aproveitamento do terreno em que estiverem radicados e dos terrenos vizinhos é a arborização com aquelas ou outras espécies semelhantes".

Mais recentemente, o Decreto-Lei nº 565/99 de 21 de Dezembro de 1999 foi criado com o objectivo de regular a "introdução na Natureza de espécies não indígenas da flora e da fauna". São referidas no Anexo I - *A. karroo* Hayne, *A. dealbata* Link, *A. mearnsii* De Wild., *A. longifolia* (Andrews) Wild., *A. cyclops* A.Cunn. ex G.Don, *A. melanoxylon* R.Br., *A. pycnantha* Benth., *A. cyanophylla* Lindley [sinónimo de *A. saligna* (Labill) H.L. Wendl.], *A. retinodes* Schltdl., *A. decurrens* (J.C. Wendl.) Wild., *A. farnesiana* (L) Wild. e *A. mollissima* Wild. como espécies introduzidas em Portugal Continental, classificando ainda como espécies invasoras - *A. karroo*, *A. dealbata*, *A. mearnsii*, *A. longifolia*, *A. melanoxylon*, *A. pycnantha*, *A. cyanophylla* e *A. retinodes*, para as quais se proíbe o repovoamento, a cedência, compra, venda, transporte, cultivo, exploração económica e a sua utilização como ornamental. Este Decreto-Lei, refere ainda no artigo 18º. que - "*As espécies não indígenas invasoras já introduzidas na Natureza são objecto de um plano nacional com vista ao seu controlo ou erradicação, promovido pelo Ministério do Ambiente, em articulação com o Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, a aprovar por resolução do Conselho de Ministros*". Embora um plano a nível nacional de controlo e erradicação de invasoras ainda esteja por desenvolver, Fernandes (2008) refere como primeira referência a uma acção de controlo de *Acacia* spp em Portugal, dois ensaios com produtos fitocidas realizados em 1974-75 na Serra de Sintra para *A. dealbata*. Entre o Instituto de Conservação da Natureza e Biodiversidade (ICNB) e iniciativas de outras entidades ligadas à conservação da natureza, até hoje, pouco se tem alcançado no controlo e erradicação de *Acacia* spp em Portugal.

Actualmente, *A. dealbata*, *A. melanoxylon* e *A. longifolia* são as espécies invasoras mais prolíficas a nível nacional, sendo ainda um grave problema de invasão biológica, pela ameaça que constituem para a conservação de áreas com elevado valor de protecção nas quais encontram o óptimo ecológico mais próximo ao da sua região geográfica nativa (Marchante, H. 2001; Marchante, H. et al. 2003).

1.3.2 Breve caracterização e distribuição de *A. longifolia*

A. longifolia pertence ao subgénero *Phyllodineae* (Marchante, H. 2011). Trata-se de uma espécie de porte arbóreo ou arbustivo - 1.5 a 10m - nativa do sudoeste da Austrália (Paiva, 1999). Tornou-se invasora em Portugal com particular destaque para ecossistemas dunares (Marchante H. 2001, Marchante H. et al. 2003), na África do Sul (Dennil et al. 1999), bem como outras regiões do globo, incluindo o oeste australiano (Emeny et al. 2006).

Este microfanerófito perene, apresenta folhas reduzidas a filódios laminares, lineares a elípticos com 5 a 25cm de comprimento por 10 a 35mm de largura e 2 a 4 nervuras longitudinais proeminentes. As flores de cor amarela com 2 a 5cm, estão reunidas em espigas axilares formando uma densa inflorescência. As vagens são cilíndricas ou sub-cilíndricas com 5 a 15cm de comprimento por 4 a 10mm de largura, apresentando-se contorcidas em maturação (Marchante e Marchante, 2005; Marchante, H. 2011).

Como já foi referido, a escassez de estudos sobre a fenologia de *Acacia* spp em Portugal é uma grande lacuna e embora existam estudos relativos à fenologia de várias espécies de acácias australianas em ecossistemas semelhantes aos nossos na África do Sul e na Austrália, o facto de Portugal se encontrar num hemisfério diferente com consequente alteração das estações, poderá implicar diferenças significativas na sua fenologia (Marchante, H. 2001). De acordo com Milton e Moll (1982), embora seja variável conforme o habitat e a localização, na África do Sul em ecossistemas mediterrânicos *A. longifolia* apresenta um crescimento vegetativo entre Setembro e Dezembro (Primavera e início de Verão) e um segundo crescimento, embora menor, entre Abril e Maio (Outono). A época de floração de *A. longifolia* está compreendida entre Julho e Outubro e as vagens desenvolvem-se entre Setembro e Novembro. Ainda de acordo com estes autores, o crescimento desta espécie é limitado por temperaturas abaixo dos 15°C, bem como, por exposição solar inferior a 7,5 horas de luz por dia. Em Portugal, o crescimento vegetativo desta espécie em ocorre predominantemente entre Abril e Agosto (Primavera e Verão) (Moraes e Freitas, 2008). A fenologia de *A. longifolia* apresenta ainda variações entre as diferentes regiões onde esta espécie ocorre. É frequente observar as primeiras flores em Dezembro, embora o pico de floração se verifique entre Fevereiro e Março (Finais de Inverno, início da Primavera). As vagens desenvolvem-se entre Março e Julho e amadurecem entre Junho e Agosto (Marchante, H. et al., 2011). *A. longifolia* é uma espécie policárpica, produzindo sementes anualmente ao longo do seu tempo de vida. As sementes apresentam uma forma

elíptica irregular com 4 a 6mm de comprimento e um eliosoma dobrado várias vezes sobre si mesmo (Marchante e Marchante, 2005; Marchante H. et al. 2010). Este eliosoma tem como função atrair formigas que actuam como agentes de dispersão enterrando e dispersando as sementes por distâncias consideráveis (Willson e Traveset, 2000).

Na sua região geográfica nativa as sementes de *A. longifolia* são dispersadas por aves, o que no caso da sua introdução vem a facilitar a criação de novos focos de invasão (Cronk e Fuller, 1995), bem como por formigas (Holmes, 1990). Em Portugal, pouco ou nada se sabe sobre as formas de dispersão de sementes para esta espécie (Marchante, H. 2001). Ruas S. (2010) estudou o papel da dispersão de sementes por formigas para *A. saligna* em Portugal, identificando pelo menos duas espécies de formigas nativas com potencial de serem agentes de dispersão de sementes para *A. saligna* - As espécies *Aphaenogaster senilis* Mayr. e *Messor barbarus* L. foram observadas a recolher e transportar as sementes.

A produção prolífica de sementes chega a atingir anualmente as 12 mil sementes por m² concentradas sobretudo por baixo da copa de *A. longifolia*. Embora muitas das sementes se percam, as que chegam a formar o banco de sementes no solo, são ainda assim consideráveis - 500 a 1500 sementes por m² em formações recentes e estabelecidas respectivamente (Marchante H. 2011). Ainda de acordo com esta autora, que estudou a dinâmica do banco de sementes de *A. longifolia*, o número de sementes presente no solo embora sofra um declínio ao longo do tempo, com apenas 30% destas a sobreviverem passados 6 anos e apresentando um potencial de germinação de cerca de 12%, mais de 85% destas permaneceram viáveis ao fim dos 6 anos (ver Marchante H. 2011). A elevada produção de sementes e a capacidade destas em permanecer viáveis no solo por longos períodos de tempo, sendo a germinação estimulada pela ocorrência de incêndios, leva à criação de bancos de sementes persistentes (Torrinha, 2005).

Como já foi referido, esta espécie foi introduzida em Portugal, entre o final do século XIX e o início do século XX, para a estabilização de dunas e controlo de erosão no litoral Português, bem como para fins ornamentais (Marchante, H. 2001, Marchante e Marchante 2005, Marchante, E. 2007, Marchante, H. 2011). Actualmente em Portugal, *A. longifolia* é uma espécie frequente em sistemas dunares, onde está presente em densidades muito elevadas, sendo ainda a espécie invasora lenhosa com maior representatividade nestes ecossistemas (Marchante et al. 1999), encontrando-se também junto a linhas de água e em zonas

montanhosas (Marchante, H. 2001). Desde a sua introdução há mais de cem anos, esta espécie tem constantemente invadido novas áreas substituindo parcialmente ou por completo a vegetação nativa (Marchante, H. 2001; Marchante, H. et al. 2008).

O sucesso das acácias como espécies invasoras deve-se sobretudo à elevada produção de sementes, com elevada longevidade no solo e estratégias de dispersão eficientes (Cronk e Fuller, 1995), à ausência de inimigos naturais nos meios onde são introduzidas (Callaway and Aschehoug, 2000) e ao facto de que a germinação das suas sementes é estimulada pelo fogo e à capacidade de rebentamento mesmo após a passagem de incêndios (Marchante, H. 2001), um dos intervenientes mais importantes na alteração da paisagem Mediterrânica (Silva et al. 2011). Como já foi referido, as invasões são favorecidas pela alteração e perturbação dos ecossistemas o que cria a oportunidade ideal para espécies exóticas se estabelecerem e expandirem para novas áreas (Marchante, H. 2001). Em Portugal, à semelhança de toda a região do Mediterrânico, os ecossistemas estão sujeitos a acentuadas alterações de usos do solo resultantes de actividades humanas (Doménech et al. 2005). A redução das áreas de coberto arbóreo nativo e o abandono de terras têm favorecido de forma decisiva as invasões biológicas dos nossos ecossistemas (Marchante, H. 2001; Doménech et al. 2005).

Em 2005, a distribuição desta espécie em território nacional incluía as regiões do Minho, Douro Litoral, Beira Litoral, Estremadura, Ribatejo, Alto e Baixo Alentejo e Algarve (Marchante e Marchante, 2005), como se pode verificar pela figura 1.



Figura 1 - Distribuição de *A. longifolia* em Portugal Continental (Marchante e Marchante, 2005)

1.4 Ecologia da polinização do género *Acacia*

Embora seja um aspecto crucial da biologia de reprodução, a polinização e a produção de sementes continuam a ser áreas por estudar para a maioria das espécies do género *Acacia* (Stone et al. 2003). Reveste-se ainda de grande importância, a identidade dos visitantes florais e o seu contributo como polinizadores sendo um aspecto fundamental para o avanço do conhecimento da biologia do género *Acacia* (Flemming et al. 2006). Compreender a ligação entre as visitas florais e a produção de sementes revela não só a dinâmica entre as plantas e os seus visitantes florais, como também se torna indispensável para a avaliação e gestão integradas dos impactes associados a invasões por espécies deste género (Stone et al. 2003, Lorenzo et al. 2009).

1.4.1 Flores - caracterização geral

As flores de *Acacia* spp são exibidas em inflorescências densas para atracção de polinizadores (Tybirk 1997). A estrutura destas inflorescências varia entre espécies e pode ter uma forma globular - estrutura em capítulo, ou ter uma forma alongada - estrutura em espiga (Stone et al. 2003). O número de flores por inflorescência e o número de estames por flor é também variável podendo-se verificar apenas três flores para inflorescências em capítulo enquanto que em espiga se podem verificar mais de 500 flores. Cada estame apresenta uma antera contendo 8 grãos de pólen denominados políades (Kenrick 2003).

Embora existam espécies de acácia cujas flores são hermafroditas com um único estigma central (Stone et al. 2003), muitas espécies deste género produzem flores ou mesmo inflorescências unicamente estaminadas (Tybirk 1989, Sedgley et al. 1992, Baranelli et al. 1995, Kenrick 2003). Além de contribuírem para a reprodução através da sua função de dador de pólen (Stone et al. 2003), um grande número de flores estritamente estaminadas representam ainda um atractivo visual e olfactivo muito importante (Bernhardt e Walker 1984). Além da densa profusão de flores como mecanismo de atracção, muitas das espécies do género *Acacia* possuem glândulas responsáveis pela produção de aromas florais (Tybirk 1993, Kenrick 2003). Stone et al. (2003) refere que esta estrutura poderá desempenhar não

só um papel na produção de aromas florais para atrair polinizadores, como também para repelir formigas nos casos em que estas formam relações de mutualismo com *Acacia* spp. O mesmo autor sugere ainda que estas estruturas poderão funcionar como um dispositivo mimético para atrair polinizadores aos estigmas receptivos sendo por isso necessário mais investigação sobre a viabilidade destas estruturas como recompensas florais.

1.4.2 Fenologia - aspectos gerais

A fenologia da floração dentro do género *Acacia* evoluiu de forma diferente para os 3 subgéneros. O subgénero *Phyllodineae* possui inflorescências protoginasas, enquanto que os subgéneros *Aculeiferum* e *Acacia* apresentam uma floração sincronizada ao nível individual das flores (Tybirk 1997). A separação de funções de flores macho e fêmea ao longo do tempo para reduzir o risco de auto-polinização é ainda uma característica comum à maioria das espécies de acácia (Stone et al. 2003).

a) Subgéneros *Acacia* e *Aculeiferum*

Para a maioria das espécies estudadas destes dois subgéneros, as flores têm um tempo de vida extremamente curto, podendo durar apenas um dia (Tybirk, K. 1993, Stone et al. 1998, Tandon et al. 2001). Para o subgénero *Acacia*, em espécies de flores em capítulo, a deiscência de todas as inflorescências num indivíduo é frequentemente sincronizada ao longo de uma noite (Tybirk 1997, Stone et al. 2003). Para o subgénero *Aculeiferum*, em espécies de flores em espiga, a deiscência é sincronizada ao longo de vários dias (Kenrick e Knox 1989, Tybirk e Jorgensen 1994), podendo uma inflorescência florir por completo em apenas um dia ou demorar até três dias (Raine 2001, Raine et al. 2002, Tybirk 1993, Stone et al. 1998). As inflorescências destes subgéneros são protandrosas (Gibson et al. 2011) com uma libertação de pólen sensível ao microclima, sendo para a maioria das espécies Africanas e da América Central, realizado de forma sincronizada ao longo de um período de duas horas por dia (Tybirk 1993, Stone et al., 2003, Raine 2001). A libertação de pólen envolve ainda a segregação de aromas florais distintos para cada espécie (Stone et al. 2003). A libertação do pólen de forma coordenada, torna este recurso particularmente

atractivo para espécies nativas de abelhas de grandes dimensões uma vez que este é disponibilizado de uma só vez (Stone et al. 2003, Raine et al. 2001). Por forma a explorar este recurso de forma eficiente, estas espécies de abelhas que constituem importantes polinizadores de *Acacia* spp em África, são capazes de coordenar os seus hábitos de alimentação com a libertação diária de pólen (Stone et al. 1998).

b) Subgénero *Phyllodineae*

Uma característica distinta das espécies de acácias australianas, é o tempo de vida relativamente longo das flores e inflorescências (Prescott, 2005) em comparação com os subgéneros anteriormente referidos. A deiscência das flores numa inflorescência pode ocorrer ao longo de vários dias e cada inflorescência pode durar até duas semanas (Stone et al. 2003, George et al. 2009). A floração é ainda frequentemente assíncrona numa árvore e mesmo numa inflorescência (Kenrick 2003). A falta de sincronização numa inflorescência e entre árvores numa população de *Acacia* spp poderá ser importante para os visitantes florais, na medida em que se torna mais difícil para as abelhas de maiores dimensões recolher grandes volumes de pólen de uma dada árvore. No entanto, esta falta de sincronia poderá favorecer as abelhas de menores dimensões para as quais uma única flor representa um recurso significativo. Não é surpreendente por isso que nos habitats onde as espécies de acácia deste género foram introduzidas, o mais importante visitante floral é frequentemente *Apis mellifera* (Bernhardt, 1987; Sedgley et al. 1992). A falta de sincronia na deiscência das flores, implica ainda que a libertação de pólen é feita de forma gradual ao longo do período de floração de uma árvore (Stone et al. 2003).

A maioria das espécies de acácia Australiana apresenta uma época de floração compreendida entre finais de Inverno a meados da Primavera (Bernhardt 1989), embora o número de inflorescências em floração possa variar grandemente de acordo com as condições ambientais e a disponibilidade de recursos (Sedgley, 1985). A libertação de pólen ocorre a meio do dia, quando a abundância de insectos é maior, o que deverá constituir uma vantagem numa situação de adaptação a novos habitats na fase inicial de invasão (Gibson et al. 2011).

As diferenças de fenologia entre *Acacia* spp poderão ainda ter importantes implicações na estrutura de visitantes florais e na forma como as diferentes espécies deste género interagem entre si (Stone et al. 2003).

1.4.3 Polinização biótica e abiótica

Embora permaneça por estudar, e apesar de se verificar a presença de grãos de pólen em contagens aéreas (Kenrick 2003), a inflorescência de *Acacia* spp não revela qualquer aparente adaptação à polinização anemófila (Gibson et al. 2011). A agregação dos grãos de pólen numa unidade composta - políade, é um aspecto fundamental da eficiência de polinização de *Acacia* spp, constituindo um eficiente meio de dispersão via polinizadores (Kenrick & Knox, 1982) não se considerando por isso uma espécie anemófila (Fleming et al. 2007). Os estigmas das flores estão distribuídos pela superfície das inflorescências e estão acessíveis, de forma a que todos os insectos que visitam as flores são potenciais polinizadores (Gibson et al. 2011). A libertação de aromas florais que precede a libertação de pólen, bem como o atractivo visual constituído pela densa massa de inflorescências são aspectos sugestivos de polinização biótica (Stone et al. 2003), considerando-se por isso que os visitantes florais desempenham um papel fundamental na polinização destas plantas (Fleming et al. 2007). A cor e a forma das flores não sugerem a polinização por aves embora esta possa ocorrer enquanto as aves procuram insectos ou pólen (Raju e Rao 2002) ou ao alimentarem-se de néctar extrafloral (Knox et al. 1985). Para a maioria das acácias estudadas até hoje, os insectos são considerados os principais polinizadores (Bernhardt et al. 1984, Bernhardt e Walker 1984, Stone et al. 2003, Tandon et al. 2001, Tybirk 1993).

1.4.4 Recompensas florais e mecanismos de atracção

As recompensas florais do género *Acacia* são fundamentalmente o pólen, o néctar floral e extrafloral (Stone et al. 2003). Como já foi referido, as flores de *Acacia* spp são exibidas em inflorescências densas por forma a criar um forte atractivo visual. Aliado a este, o recurso a aromas florais e a enorme recompensa em pólen, são factores importantes para a recruta de polinizadores para espécies deste género (Tybirk 1997). Em contraste com outras estruturas florais, as flores do género *Acacia* não apresentam qualquer característica morfológica que permita o acesso a apenas uma taxa de visitantes florais específica (Stone et al. 2003). De facto, a agregação do pólen em políades e uma inflorescência multi-estigmática com uma enorme produção de pólen facilita a colheita destes pelos insectos (Tybirk 1997). Existe portanto uma grande diversidade de insectos a visitar as flores de acácia. A estrutura destes visitantes florais será grandemente influenciada pelas comunidades nativas de insectos e os

restantes recursos a estes disponíveis (Stone et al. 2003). As espécies de acácia que disponibilizam néctar e pólen são geralmente visitadas por comunidades ainda mais diversas de insectos, bastando apenas pequenas quantidades de néctar para recrutar espécies que se alimentem exclusivamente de néctar (Tybirk, K. 1993, Stone et al. 1998).

a) Pólen

O tamanho e número de grãos de pólen incorporados em políades varia entre as espécies do género *Acacia* entre 4, 8, 16 e 32, sendo frequente verificarem-se 16 grãos de pólen (Kenrick e Knox 1982, Kenrick 2003). Os polinizadores que visitam as flores de acácia recolhem as políades pelo que o seu valor nutricional poderá ser um importante factor de selecção de flores (Bernhardt 1984). A distribuição espacial do pólen na flor aparenta no entanto ser um factor de maior importância para os polinizadores (Stone et al. 2003). O número de estames por flor e o número de flores por inflorescência variam substancialmente entre espécies (Tybirk 1993, Sedgley et al. 1992, Kenrick 2003). O número de políades disponíveis numa inflorescência é por isso a soma do número de flores, multiplicado pelo número de estames, multiplicado pelo número constante - oito políades por estame e como tal também varia substancialmente entre espécies de acácia (Stone et al. 2003).

b) Néctar floral

A produção de néctar floral é uma característica apenas verificada para o subgénero *Acacia* e *Aculeiferum* (Stone et al. 1998, Tandon et al. 2001), não tendo sido até hoje verificada para o subgénero *Phyllodineae* (Kenrick 2003, Gibson et al. 2011).

c) Néctar extrafloral

O género *Acacia*, possui ainda néctar extrafloral situado no pecíolo e ráquis das folhas. Este recurso, encontra-se frequentemente associado à relação de mutualismo que existe entre algumas espécies de acácias nativas de África e da América, funcionando como recompensa para a protecção que as formigas conferem contra a herbívoros (Stone et al. 2003). A capacidade destas estruturas em atrair polinizadores está ainda pouco estudada, no entanto a disponibilidade deste néctar em estruturas abertas tornam este recurso acessível a uma grande gama de visitantes florais (Bernhardt 1987). Para espécies de acácias do subgénero *Phyllodineae*, tem sido observadas abelhas a recolher néctar extrafloral a par do pólen numa mesma planta (Bernhardt e Walker 1984) bem como algumas espécies de vespas, sugerindo que este recurso poderá representar uma recompensa adicional para os visitantes florais (Stone et al. 2003).

1.4.5 Potenciais polinizadores do género *Acacia*

De acordo com Stone et al. (2003) os visitantes florais de *Acacia* spp podem ser divididos em três grupos: Os especializados em alimentar-se de pólen e das flores (Abelhas, coleópteros e alguns dípteros); Os especializados em alimentar-se de néctar (Aves, lepidópteros e bombilídeos) e visitantes oportunistas (Dípteros, formigas e vespas). Embora cada um destes visitantes seja um potencial polinizador, apenas alguns terão um contributo importante para a polinização do género *Acacia*. Ainda de acordo com estes autores, todas acácias dos subgéneros *Acacia* e *Aculeiferum* estudadas até hoje disponibilizam o pólen durante o dia sendo por isso polinizadas por visitantes florais diurnos e embora registem visitantes florais nocturnos, particularmente coleópteros que se alimentam das inflorescências, estes visitantes não terão qualquer contributo para a polinização. Permanece ainda por estudar o contributo de polinizadores nocturnos no subgénero Phyllodineae, embora estes autores sugiram que a libertação de pólen de forma gradual característica deste subgénero poderá favorecer visitantes florais nocturnos.

Aves

Stone et al. (1998) observaram aves do género *Nectarinia* a alimentarem-se de néctar em *Acacia senegal* Willd. (Subgénero *Acacia*). Embora *A. senegal* registe uma grande produção de néctar, estes autores observaram as mesmas aves a visitar as inflorescência de mais duas espécies do mesmo subgénero *Acacia tortilis* Hayne e *Acacia nilotica* L., para as quais registaram uma fraca produção de néctar. De acordo com estes autores, é possível que estas aves se alimentem também de pólen ou de insectos presentes nas inflorescências. Para o subgénero Phyllodineae existe registo de aves a recolher o néctar extrafloral e nas inflorescências, constituindo por isso, potenciais vectores do pólen de *Acacia* spp (Stone et al. 2003).

Morcegos

Pouco se sabe acerca dos visitantes florais nocturnos de *Acacia* spp (Stone et al. 2003). Relativamente a morcegos, existe registo da presença de pólen no conteúdo estomacal de morcegos da família Glossophaginae no México (Alvarez et al. 1969). Embora se desconheça as espécies de acácias visitadas e os recursos explorados, esta família de morcegos alimenta-se predominantemente de néctar (Alvarez et al. 1999).

Hymenoptera (Apoidea e Vespoidea)

Todas as espécies de acácias estudadas até hoje são visitadas por abelhas, com destaque para o gênero *Apis* considerado um importante polinizador de *Acacia* spp onde esta seja nativa ou tenha sido introduzida (Stone et al. 2003). O contributo do gênero *Apis* para a polinização de *Acacia* spp já foi registado em diversas espécies de acácias na África do Sul (Stone et al. 1998), na Índia para *A. senegal* (Tandon et al. 2001), em diversas espécies de acácias no México (Raine et al. 2002) e em diversas espécies na Austrália (Bernhardt e Walker 1984, Bernhardt, P. 1987 e Sedgley et al. 1992). As abelhas solitárias das famílias Megachilidae, Colletidae, Halictidae e Anthophoridae constituem importantes polinizadores de *Acacia* spp a nível mundial. Na África do sul, as famílias Megachilidae, Halictidae e Anthophoridae são importantes polinizadores das acácias (Tybirk, 1993, Stone et al. 1998), no México estas quatro famílias são frequentes polinizadores das acácias (Raine 2001, Raine et al. 2002), na Austrália onde as abelhas sociais são mais raras, estas famílias são consideradas os polinizadores naturais de *Acacia* spp (Stone et al. 2003) com destaque para as famílias Halictidae e Colletidae (Bernhardt e Walker 1984, Bernhardt, P. 1987).

Uma grande diversidade de vespas sociais (e.g. Scoliidæ, Bembicidae) e de vespas solitárias (e.g. Vespidae e Eumenidae) foram observadas nas inflorescências de acácias do subgênero *Acacia* (Tybirk, 1993). Bernhardt, P. (1987) registou para o subgênero *Phyllodineae* seis famílias de vespas com destaque para Sphecidae e Tiphiidae. Ainda de acordo com este autor, as espécies de acácias com néctar extrafloral apresentaram uma abundância e diversidade de vespas significativamente maior, sendo frequente observar as vespas a alimentarem-se deste néctar antes de recorrerem às inflorescências.

Diptera

As inflorescências de *Acacia* spp são visitadas por uma grande diversidade de dípteros, na sua maioria para se alimentarem do pólen (Tybirk 1993, Stone et al. 1998). As famílias Bombyliidae, Calliphoridae e Syrphidae são frequentemente apontadas como visitantes florais em acácias do subgênero *Acacia* (Stone et al. 1998) e subgênero *Phyllodineae* (Sedgley et al. 1992, Fleming et al. 2006). Destas três famílias destaca-se Syrphidae pela capacidade de transportar grandes quantidades de pólen (Sedgley et al. 1992), podendo ser por isso importantes vectores do pólen de acácia (Stone et al. 2003).

Lepidoptera

Uma vez que as borboletas alimentam-se exclusivamente de néctar, o seu contributo como polinizadores restringe-se apenas às espécies de acácias que produzem néctar, subgénero *Acacia* (e.g. *Acacia zanzibarica* S. Moore e *A. tortilis*) e subgénero *Aculeiferum* (e.g. *Acacia melifera* M. Vahl e *A. senegal*) (Stone et al. 2003). Mesmo para estas espécies, esta ordem constitui no entanto uma pequena parte dos visitantes florais e os seus hábitos alimentares limitam grandemente a acumulação de pólen, tornando-os polinizadores pouco eficientes (Tybirk, K. 1993, Stone et al. 1998, Tandon et al. 2001).

Coleoptera

Vários estudos registaram coleópteros como visitantes florais de acácias do subgénero *Acacia* (Tybirk 1993, Tandon et al. 2001), subgénero *Aculeiferum* (Raine, 2001) e *Phyllodineae* (Alves et al. 2009). A maioria dos registos de Coleoptera em *Acacia* spp referem-se às famílias Scarabaeidae e Cetoniinae de hábitos fitófagos, sendo frequentemente observados a alimentarem-se das inflorescências, sendo pouco provável contribuírem para a polinização deste género (Stone et al. 2003).

1.5 Caracterização do local de estudo

O Local escolhido para a realização deste estudo insere-se no Parque Natural de Sintra Cascais (PNSC). Criado a 15 de Outubro de 1981, pelo Decreto-Lei nº 292/81, de 15 de Outubro, a Área de Paisagem Protegida de Sintra-Cascais surgiu da *"necessidade de fazer frente às crescentes e intensas pressões turísticas e urbana que ameaçavam uma área de grande sensibilidade e repleta de valores naturais, culturais e estéticos a preservar, como a Serra de Sintra, a faixa litoral e áreas adjacentes"*. Atendendo à importância dos espaços naturais e das paisagens desta área, revelou-se necessário um reforço da protecção legal, justificando-se assim a passagem a Parque Natural pelo Decreto-Lei nº 8/94, de 11 de Março para o qual se salientam como principais objectivos a: *"Gestão racional dos recursos naturais e paisagísticos; Promoção do desenvolvimento económico e do bem-estar das populações; Salvaguarda do património arquitectónico, histórico ou tradicional da região; e Promoção de uma arquitectura integrada na paisagem"*. Através da Resolução do Conselho de Ministros nº142/97, de 28 de Agosto foi criado o Sítio "Sintra-Cascais" proposto para Sítio de Interesse Comunitário no âmbito da Rede Natura 2000 (Baltazar et al. 2005).

Situado no distrito de Lisboa, o PNSC abrange território pertencente aos concelhos de Sintra (freguesia de Colares e parte das freguesias de Sta Maria, S. Miguel, S. João das Lampas, S. Martinho e S. Pedro de Penafeirim) e Cascais (parte das freguesias de Alcabideche e Cascais) (ICNB, 2011). Com um área de aproximadamente 14.580ha, uma faixa costeira que se estende por cerca de 30km, e uma altimetria que varia entre os 0 e os 528m onde a serra de Sintra atinge o seu ponto mais elevado - Cruz Alta (ICNB, 2009), o PNSC apresenta um regime de propriedade que integra uma gestão pública e privada. A gestão pública, é repartida sobretudo entre o Instituto de Conservação da Natureza e Biodiversidade (ICNB) e a Autoridade Florestal Nacional (AFN) - entidades de protecção do estado, enquanto que a gestão privada é na sua maioria minifundiária, embora existam algumas áreas industriais, bem como entidades privadas também dedicadas à conservação da natureza como a Agência de Ambiente de Cascais, a Cascais Natura. A profunda alteração dos usos do solo no PNSC ao longo do tempo, nomeadamente para a criação de áreas agrícolas, estabeleceu-se à custa da destruição de áreas de florestas e matos nativos. Actualmente, o abandono destas áreas agrícolas que ainda hoje ocupam uma boa parte do PNSC tem facilitado a ocupação por espécies exóticas constituindo por isso uma ameaça aos habitats naturais e à biodiversidade (Baltazar et al. 2005).

A orientação este-oeste da Serra de Sintra, perpendicular em relação à linha de costa, condiciona na região um microclima dominante de características mediterrânicas, com influência atlântica (Baltazar et al. 2005). Esta influência é mais marcante na vertente Norte da Serra, onde a orografia cria um efeito de Föhn devido aos ventos predominantes de Norte e NO, determinante de uma humidade elevada, devida à condensação do ar marítimo gerada pelo arrefecimento adiabático das massas de ar. Este fenómeno de "chuvas orográficas" vem a reflectir-se portanto na diferença de temperaturas e precipitação que se fazem sentir entre o litoral e a Serra, explicando também as diferenças que se observam na vegetação que cobre as vertentes Norte e Sul da Serra de Sintra (ICNB 2011, Baltazar et al. 2005).

Como elemento estruturante, a Serra de Sintra, além de influenciar as características climáticas da região, conferindo ainda uma heterogeneidade característica que proporciona uma elevada diversidade de habitats naturais cuja conservação é indispensável para a preservação da biodiversidade e da paisagem no PNSC como definido no âmbito da Directiva Habitats 92/43/CEE (Baltazar et al. 2005). Esta diversidade de habitats, alguns escassos no contexto nacional, permitem ainda uma grande diversidade faunística. Com mais de 200 espécies de vertebrados identificados, destacam-se as espécies actualmente raras e ameaçadas cuja conservação é prioritária no PNSC, de entre 7 espécies diferentes de morcego, salienta-se o morcego-de-ferradura-mediterrânico (*Rhinolophus euryale*), das 67 espécies de aves nidificantes no território do PNSC, 23 apresentam um estatuto de ameaça em Portugal, sendo que o PNSC apresenta relevo para a conservação de 9 destas espécies, de entre as quais se destacam o: Andorinhão-real (*Apus melba*), Pica-pau-malhado-pequeno (*Dendrocopos minor*), Gavião da Europa (*Accipiter nisus*), Águia de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*), Falcão-peregrino (*Falco peregrinus*), Bufo-real (*Bubo bubo*), Tartaranhão-azulado (*Circus cyaneus*), Ferreirinha-alpina (*Prunella collaris*), e o Corvo-marinho-de-crista (*Phalacrocorax aristotelis*) (ICNB2011, Baltazar et al. 2005).

Relativamente aos valores florísticos do PNSC, a diversidade climática, de composição geológica e consequente riqueza dos solos permitem uma grande diversidade de flora, de características essencialmente mediterrânicas, atlânticas e macaronésicas. Para a Serra de Sintra, estão referenciadas cerca de 900 espécies de flora autóctone, metade das quais mediterrânicas, com cerca de 10% de endemismos, que incluem algumas espécies ameaçadas ou espécies-relíquia da Laurissilva que existiu na região, tais como o Feto-de-folha-de-hera (*Asplenium hemionitis* L.) e o Feto-dos-carvalhos (*Davallia canariensis* (L) Sm), que continuam a encontrar na Serra de Sintra condições para sobreviver. Dos endemismos ocorrentes, podemos salientar o: Lírio-amarelo-dos-montes (*Iris lusitanica* Ker); o Cravo-romano (*Armeria pseudarmeria* (Murray) Mansfeld); o Cravo de Sintra (*Dianthus cintranus* Boiss. E Reuter spp), bem como a Cravinha (*Silene longicilia* (Brot.) spp *cintrana* (Rothm.)), a Coclearia-menor (*Ionopsidium acaule* (Desf.) Reichenb), o Verbasco-de-flores-grossas (*Verbascum litigiosum* Samp.), espécies, incluídas no Anexo II da Directiva 92/43/CEE, ocorrentes no Sítio Natura 2000 de Sintra/Cascais. A Serra de Sintra conta também com a ocorrência de Azevinho (*Ilex aquifolium* L.), com estatuto de protecção assegurado pelo Decreto-Lei n.º 423/1989, de 4 de Dezembro – D.R., Iª série, n.º 278, pág. 5291) (ICNB 2011, Baltazar et al. 2005).

Apesar do valor que a Serra de Sintra assume do ponto de vista da conservação, encontra-se profundamente alterada relativamente à vegetação que lhe seria natural. Esta vegetação natural reduz-se hoje a manchas nos locais mais inacessíveis nos quais ainda se encontram representadas quase todas as espécies de *Quercus* existentes em Portugal (Baltazar et al. 2005).

Actualmente, das espécies florestais do Parque, a mais representada é o Pinheiro-bravo encontrando-se dispersa por toda a área protegida, concentrando-se sobretudo na Serra de Sintra a par do Cedro do Buçaco e das extensas áreas de eucaliptal e acacial que marcam sobretudo a encosta Sul da Serra de Sintra (Baltazar et al. 2005).

Sintra e as invasões biológicas

Com a criação dos Parques da Pena e de Monserrate em meados do século XIX, inicia-se a introdução de espécies exóticas que viriam a vincar o carácter artificial da vegetação na Serra de Sintra (ICNB, 2009). Já no século XX, teve início a campanha de reflorestação das zonas cobertas por matos com Pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*), Cedro do Buçaco (*Cupressus lusitanicus*) e Eucalipto (*Eucalyptus globulus*). A substituição das espécies que faziam parte do coberto vegetal natural, reduziram as manchas de floresta autóctone aos locais mais inacessíveis e aumentaram o risco de incêndio (Baltazar et al. 2005). Com os incêndios de 1966 (262ha ardidos), 1979 (230ha ardidos), 1981 (137ha ardidos), 1989 (373ha ardidos) (ICNB, 2011) criaram-se as condições para a expansão de espécies exóticas, com especial destaque para o género *Acacia*, nomeadamente as espécies *A. melanoxylon*, *A. longifolia* e em menor grau para *A. dealbata* que se revelaram como invasoras agressivas (Avelar et al. 2007, ICNB 2009). Outras espécies exóticas revelaram-se também invasoras, como a Árvore do incenso (*Pittosporum undulatum*), a Háquia de folhas de salgueiro (*Hakea salicifolia*) e a Háquia picante (*Hakea sericea*) ou o Ailanto (*Ailanthus altissima*) (ICNB, 2011).

A vertente oeste e sul da Serra de Sintra tendo sido mais intervencionada em arborizações, é actualmente constituída sobretudo por matos, pinhal, eucaliptal, cupressal e acacial. Esta tem sido também a zona mais atingida por fogos florestais, estando por isso associada a uma forte invasão pelo género *Acacia* (Avelar et al. 2007). A forte presença de espécies do género *Acacia* nesta zona, nomeadamente de *A. longifolia*, veio a oferecer a oportunidade ideal para desenvolver este estudo.

2. Materiais e Métodos

2.1 Área de estudo

Para a realização do trabalho de campo, foi solicitado ao Instituto de Conservação da Natureza (ICNB) e à Autoridade Florestal Nacional (AFN) a indicação de uma área na Serra de Sintra que possuísse uma mancha consolidada de *A. longifolia* o menos perturbada possível e que se encontrasse em floração. A escolha da área de estudo dependeu por isso destes dois factores, bem como a sua acessibilidade o que viria a descartar as áreas menos acessíveis da serra embora preferíveis pela sua integridade.

Como já foi referido, a época de floração para as acácias em Portugal não é ainda conhecida com rigor. Castroviejo et al. (1999) refere que em Portugal *A. longifolia* encontra-se em floração entre Março e Junho o que coincidiria com o começo deste trabalho. Ainda de acordo com estes autores, esta época não deverá ser encarada em sentido estrito e absoluto, uma vez que depende de diversos factores num território extenso e heterogéneo. À semelhança de Marchante, H. (2001) que observou *A. longifolia* em floração a partir de Janeiro, nas primeiras deslocações ao campo para delimitação da área para trabalho de campo, foram observadas diversas manchas de *A. longifolia* num estado de floração já avançado. Não obstante, o local onde foi realizado o trabalho manteve um apreciável grau de floração durante todo o mês de Março.

Breve caracterização da área de estudo

A área onde foi realizado o trabalho de campo situa-se na encosta Sul da Serra de Sintra e insere-se no Perímetro Florestal da Penha Longa do PNSC, e embora esteja afecto a um regime de Protecção Parcial do Tipo I definido no Plano de Ordenamento do PNSC (POPNSC) como sendo um *espaço que contém valores excepcionais de moderada sensibilidade ecológica, valores naturais e paisagísticos com significado e importância relevante do ponto de vista da conservação da natureza*, apresenta ainda assim uma acentuada presença de espécies exóticas, nomeadamente, *A. melanoxylon*, *A. dealbata* e *A. longifolia*, com destaque para esta última. Embora o processo de invasão se apresente em diferentes etapas de sucessão para cada uma destas espécies, desde manchas consolidadas com porte

arbóreo e de maturidade atingida, manchas com porte arbustivo e rasteiro a indivíduos dispersos ou mesmo arborizações como no caso de *E. globulus* que como já foi referido, foi uma espécie usada para a arborização da serra após incêndios. Estas diferentes etapas de sucessão são sugestivas da acção de incêndios, ou mesmo iniciativas de controlo de invasoras por parte do ICNB e da AFN.

O estrato arbóreo no local de estudo é essencialmente constituído por três espécies, *A. longifolia*, *P. pinaster* e *E. globulus*, e ainda muito pontualmente por indivíduos dispersos de *A. melanoxylon*, *A. dealbata*, *Quercus suber*, *Pinus pinea* e *Arbutus unedo*. O estrato arbustivo é fortemente dominado pelo Tojo (*Ulex spp*) e pontualmente por Urze (*Calluna vulgaris*), Carrasco (*Quercus coccifera*) e Carvalhiça (*Quercus lusitanica*). Ainda no estrato arbóreo, verifica-se uma intensa competição entre o *P. pinaster* e *A. longifolia*, sendo que nas áreas de *E. globulus* este domina por completo este estrato (Observação pessoal).

A área delimitada para a realização do trabalho de campo, possui um estrato arbóreo dominado pela espécie *A. longifolia* e pontualmente por *P. pinaster*, apresentando ainda um estrato arbustivo composto quase exclusivamente por *A. longifolia* em rebentação por toíça, bem como um estrato herbáceo essencialmente dominado por gramíneas (Figura 2).



Figura 2 - Pormenor da floração de *Acacia longifolia* na área de estudo (Março, 2011)

2.2 Estudo da entomofauna

Diversos métodos de amostragem têm vindo a ser empregues na monitorização da diversidade e abundância de polinizadores (Kearns e Inouye 1993, Sutherland 1996, Southwood and Henderson 2000). Dos métodos disponíveis, podem classificar-se dois tipos essenciais: Os métodos de *census*, tais como a observação directa e a captura com rede em transectos ou em parcelas pré-definidas, têm sido os mais frequentemente empregues (Banaszak 1980, Steffan-Dewenter et al. 2002); Os métodos passivos mais usados são as Malaise Traps (Kwapong, 2010), Ninhos armadilha (Frankie et al. 1998, Steffan-Dewenter 2003) e pan traps (Campbell e Hanula 2007; Westphal et al. 2008; Kwapong, 2010). Os métodos baseados em *Census*, são consideravelmente mais demorados e carecem de técnicos especializados, no entanto apresentam a vantagem de permitir um conhecimento mais exacto das associações entre os insectos e as flores (Cane, 2001). Os métodos passivos são actualmente mais utilizados por serem economicamente menos dispendiosos e menos exigentes quanto à sua duração e necessidade de técnicos especializados (Westphal et al. 2008).

2.2.1 Amostragem em sistemas florestais

A monitorização das comunidades de polinizadores em ambiente florestal enfrenta diversos desafios ao processo de amostragem. As florestas são sistemas estruturalmente e biologicamente diversos, apresentando frequentemente diferentes comunidades de insectos ao longo dos diversos estratos, herbáceo, arbustivo e arbóreo (Campbell e Hanula, 2007).

Um desafio particular na amostragem em ambiente florestal é o uso de técnicas de amostragem em altura, especialmente ao nível da copa das árvores em floresta. Capturas com rede e observações directas limitam a amostragem apenas ao nível do observador/colector. A fumigação de copas continua a ser uma opção dispendiosa e pouco disponível, embora permita obter dados instantâneos e ser usada de forma eficiente para algumas ordens de artrópodes (e.g. Coleoptera (Stork, 1997; Davies et al. 1997); Chalcidoidea (Stork, 1997). Malaise traps tem sido usadas em florestas temperadas de copa baixa, embora não tenham provado ser mais eficientes que pan traps colocadas ao nível do solo (Campbell e Hanula, 2007) (Kwapong, 2010).

2.2.2 Entomofauna associada a *Acacia* spp

Krüger e McGavin (1997) referem que um sistema florestal dominado por acácias suporta uma enorme biomassa e diversidade de invertebrados. De acordo com estes autores, quando estimada a riqueza das comunidades de insectos associadas a diferentes espécies do género *Acacia*, as ordens que apresentam maior diversidade são: Hemiptera; Coleoptera; Hymenoptera e Diptera, sendo as ordens: Hemiptera; Thysanoptera; Formicidae; Hymenoptera e Coleoptera as mais abundantes.

Bernhardt, P. (1987) refere que os polinizadores mais importantes do género *Acacia* subgénero *Phyllodineae* são as abelhas sociais, solitárias e as vespas. De acordo com Stone et al. (2003) da composição taxonómica de visitantes florais, podemos salientar como os polinizadores mais importantes do género *Acacia*, as abelhas sociais e solitárias, embora outros insectos e aves que se alimentem do pólen e néctar possam ser importantes em casos específicos. Fleming et al. (2006) num estudo sobre o papel do insectos na polinização de *Acacia nigrescens* Oliv. apontam *Bombyliidae*, *Vespoidea*, *Apis* e abelhas solitárias como os visitantes florais mais frequentes e intervenientes activos na polinização desta espécie de acácia.

2.3 Técnicas de amostragem e delineamento experimental

As técnicas de amostragem adoptadas procuram assim alcançar um compromisso entre os objectivos propostos e a optimização do processo de amostragem. Atendendo ainda às limitações temporais impostas a uma dissertação de mestrado e à disponibilidade de material para a realização do trabalho de amostragem, as técnicas escolhidas incluem observações directas e capturas com rede, e o uso de armadilhas cromotrópicas e pan traps.

Definida a área para a realização da amostragem, traçou-se um transecto no qual se realizaram as observações, capturas com rede e no qual se dispuseram as armadilhas. Na figura 3 apresenta-se uma imagem retirada do Google Earth da área de estudo. Uma vez que esta imagem é referente ao ano de 2007, na figura 4 ilustra-se a actual ocupação de solo na área de estudo e o transecto definido para o processo de amostragem.



Figura 3 - Delimitação da área de estudo 100m comprimento x 50m largura (5000m²)
(Data da imagem - 23 Junho de 2007)

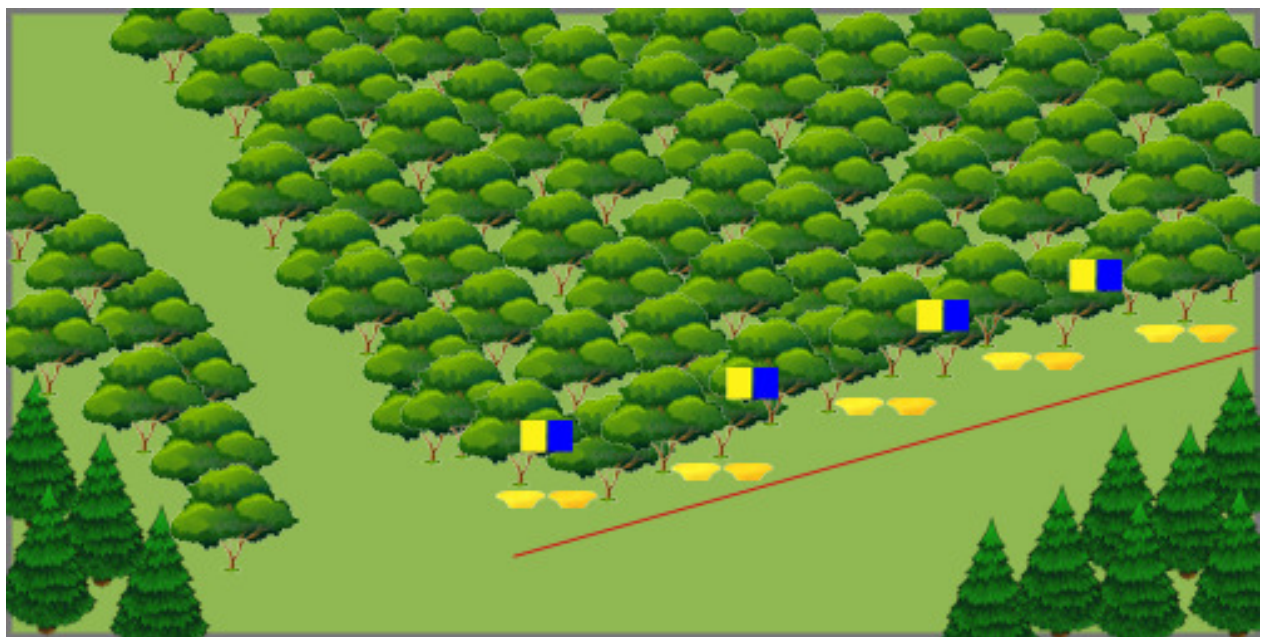


Figura 4 - Representação da vegetação na área de estudo e transecto para a realização da amostragem

Consideraram-se dois períodos de amostragem distintos referentes à floração (Março) e pós-floração (Abril) de *A. longifolia*. Em cada um destes dois meses realizaram-se 5 períodos de amostragem com a duração de 48 horas cada (Ver Anexo I - Datas de amostragem), nas quais foram aplicadas as seguintes técnicas:

2.3.1 Observações

Esta técnica foi empregue ao longo do transecto definido para a área de amostragem e realizada por uma duração de 1 hora por cada período de 48 horas de amostragem, ou seja, ao longo dos 2 meses de amostragem, foram realizadas 10 horas de observações e captura de indivíduos.

Por precaução, este método foi sempre o primeiro a ser realizado após a chegada à área de estudo, por forma a permitir o registo da ocorrência dos insectos e dos seus hábitos o menos perturbados possível pelo emprego das restantes técnicas de amostragem. Assim, a amostragem com rede foi realizada algum tempo após as observações para permitir o retorno dos insectos aos seus hábitos e apenas a seguir a esta foram dispostas as armadilhas.

Embora esta metodologia seja frequentemente empregue para obter estimativas da densidade de uma ou mais populações e na determinação da abundância e diversidade de visitantes florais (Banaszak 1980, Southwood e Henderson 2000, Sutherland 2006), ao aplicar esta técnica procurou-se apenas inferir sobre as possíveis associações entre a acácia e os respectivos visitantes florais, um aspecto que embora seja fundamental num estudo como este nenhuma outra técnica de amostragem o permitiria (Cane, 2001).

Como já foi referido, este método é prezado pela possibilidade de registar os visitantes florais e após a identificação destes proceder à sua libertação, no entanto, alguns destes indivíduos (quando pertencentes às ordens de Potenciais polinizadores: *Hymenoptera*; *Diptera* e *Coleoptera*) foram efectivamente capturados em frascos de plástico para posterior análise à carga polínica, por forma a distinguir quando possível entre polinizadores potenciais e efectivos. Infelizmente tal acabou por não ser possível, dado o curto período de tempo disponível para a realização da dissertação de Mestrado.

2.3.2 Capturas com rede

De acordo com Southwood (1978) por forma a obter uma estimativa rigorosa da densidade das diversas ordens de insectos presentes, será necessário um esforço de amostragem que cumpra entre 250 a 600 varrimentos de rede. Janzen et al. (1968) num estudo que pretendia traçar a abundância de insectos ao longo de uma sucessão de 5 biótopos sugere 2000 varrimentos. Um estudo semelhante pelo mesmo autor (Janzen, 1973) refere um esforço de amostragem de 800 varrimentos como suficiente para estimar de forma rigorosa a diversidade de espécies de insectos.

A amostragem por rede foi levada a cabo recorrendo a uma rede de 60 cm de diâmetro, varrendo a vegetação e o espaço circundante pelo menos 200 vezes ao longo dos mais de 120m de transecto, obtendo assim mais de 800 varrimentos por período de amostragem de 48 horas, ou seja, um total não inferior a 8000 varrimentos ao longo dos 2 meses de amostragem. A amostragem obtida pela rede compreendeu assim um espaço que vai desde o estrato herbáceo (cerca de 20 a 30cm acima do solo) a uma altura de 2,5m acima do solo, ao longo de um corredor com 1,5m de largura definido pelo transecto. Uma vez que os insectos possuem diferentes ritmos circadianos a amostragem com rede foi realizada em 2 períodos distintos do dia como sugerido pelo Bee Inventory Plot (2003). Assim, esta técnica foi empregue entre as 12 - 14h e novamente entre as 17 - 19h. Como sugerido por Janzen et al. (1968, 1973) não foi feito qualquer esforço para evitar a vegetação enquanto se procedia com a amostragem, salvo em situações que se pudessem traduzir em danos para a rede. Embora a presença de matéria vegetal na amostra venha a dificultar o seu manuseamento, diminui-se assim o risco de perder insectos para os quais a deslocação do ar criada pela rede não é suficiente para a sua captura (e.g *Coleoptera*). As amostras obtidas pela rede depois de percorrido o transecto foram transferidas para um saco de plástico com fecho e colocadas no congelador para matar as capturas, procedendo-se à posterior diferenciação do material vegetal e identificação das capturas em laboratório.

Através desta técnica de amostragem pretende-se ainda compreender de que forma as diferentes ordens de insectos regem a sua actividade ao longo de um ciclo de 24 horas, uma informação que os métodos passivos de amostragem não permitem obter.

2.3.3 Armadilhas cromotrópicas

As armadilhas cromotrópicas de cola foram dispostas ao longo do transecto definido após a realização das observações e amostragem com rede. Um conjunto de três armadilhas amarelas e três azuis permaneceram em campo durante um período de aproximadamente 48 horas por forma a realizar uma amostragem que incluísse assim, pelo menos 2 ritmos circadianos dos insectos em estudo. Com esta técnica efectuaram-se assim 480 horas de amostragem ao longo dos 2 meses de trabalho de campo. Por forma a garantir o maior número de capturas, as armadilhas foram colocadas sempre que possível em árvores com maior grau de floração.

O recurso a esta técnica permitiu realizar a amostragem em estrato arbóreo, a uma altura de cerca de 1,70m acima do nível do solo à qual as armadilhas foram dispostas. Esta técnica baseia-se em dois métodos de captura: A resposta visual dos insectos à cor e a intercepção passiva dos insectos arrastados pelo vento.

O emprego das cores amarelo e azul, surge da diferente atracção à cor pelos insectos que se pretendia amostrar. Sabe-se que as abelhas e outros visitantes florais respondem às cores vulgares de flores (Kirk, 1984) associadas às recompensas florais - Pólen e Néctar (Leong e Thorp, 1999). Diversos autores apontam para uma preferência pelo azul por parte das abelhas (Aguiar e Sharkov 1997, Stephens e Rao 2005, Campbell e Hanula 2007) embora também sejam atraídas pelo amarelo (Dafni et al 1990). *Diptera* como os *Syrphid* e *Bombyliids* também registam atracção pelo azul (Campbell e Hanula (2007), Chen et al 2004), embora também sejam atraídos pelo amarelo e branco (Macleod 1999, Laubertie et al.2006,). *Coleoptera* registam uma preferência pelo amarelo e azul (Leksono et al, 2005) enquanto que as restantes ordens mostram preferência pelo amarelo (Kwapong, 2010).

Quando recolhidas, as armadilhas foram colocadas em sacos de plástico de fecho e conservadas em frio para posterior identificação das capturas.

Esta técnica apresenta uma grande desvantagem no manuseamento das capturas, uma vez que carece do uso de solventes para libertar as capturas das armadilhas. Na falta de solventes eficazes, evitou-se a sua libertação das armadilhas dado o risco de danificar ainda mais os insectos, como tal foram identificados apenas até à ordem.

2.3.4 Pan traps

Como já foi referido, esta metodologia apresenta um custo e um esforço de amostragem reduzido, sendo não obstante uma eficaz técnica na monitorização e amostragem da diversidade e abundância de polinizadores. Esta metodologia é tida como a mais eficiente em habitats agrícolas e semi-naturais (Westphal et al., 2008), tendo sido aplicada com sucesso em sistemas florestais tropicais secos (Aizen & Feinsinger, 1994), áreas húmidas (Leong e Thorpe, 1999), bem como, sistemas florestais temperados (Campbell & Hanula, 2007). Como tal, tem sido adoptada como uma técnica *standard* em muitas campanhas de monitorização das populações de abelhas na Europa - Assessing Large scale Risks for biodiversity with tested Methods (ALARM) e nos Estados Unidos da América - Bee Inventory Plot (BI Plot).

À semelhança das armadilhas cromotrópicas, também estas foram dispostas ao longo do transecto definido, após a realização das observações e amostragem com rede, permanecendo no campo por um período aproximado de 48 horas. Por forma a garantir o maior número de capturas, as armadilhas foram colocadas sempre que possível perto das árvores com maior grau de floração. As pan traps foram dispostas ao nível do solo em cinco pares - Amarelo claro e amarelo escuro com cerca 30cl de água e algumas gotas de sabão para quebrar a tensão superficial da água.

O principal mecanismo de atracção de polinizadores pela espécie de acácia em estudo é sobretudo a profusão de cor associada às suas recompensas florais. A atracção pela cor amarela por parte das abelhas e outros visitantes florais é referida por diversos autores (e.g. Leong e Thorpe, 1999). Utilizaram-se por isso dois tons de amarelo, como o objectivo de avaliar a diferença na eficiência de captura relativamente aos polinizadores de *A. longifolia*.

Quando recolhidas as armadilhas, os insectos capturados foram transferidos para frascos de plástico e conservadas em frio numa mistura de 70% de álcool para posterior identificação das capturas. Uma vez que as capturas obtidas por esta técnica beneficiam de uma integridade que as outras técnicas não proporcionam, as identificações até à superfamília, género e espécie sempre que possíveis, foram feitas a partir destas capturas.

2.4 Tratamento estatístico de dados

2.4.1 Comparação das capturas entre períodos de amostragem

Por forma a avaliar as diferenças nas comunidades de insectos entre os períodos de floração e pós-floração de *A. longifolia* recorreu-se ao teste One-way ANOVA. Para aplicar este teste estatístico é no entanto necessário verificar dois pressupostos: A normalidade da distribuição dos dados e a homogeneidade das variâncias dos mesmos (Pestana et al. 2010)

A normalidade da distribuição dos dados foi verificada através dos testes de Kolmogorov-Smirnov e de Shapiro-Wilk, com destaque para este último uma vez que a amostra foi inferior a 50 observações. Na situação dos dados não verificarem esta normalidade, são submetidos a transformações, tais como \log_{10} , raiz quadrada e o inverso dos mesmos, até se obter a normalidade. Para uma significância superior a 0.05 verifica-se a normalidade da distribuição dos dados (Laerd Statistics, 2012).

A homogeneidade das variâncias foi apurada através do teste de Levene. Para uma significância superior a 0.05 os dados verificam a homogeneidade das variâncias (Laerd Statistics, 2012).

Reunidos os pressupostos necessários, foi aplicado o teste ANOVA para cada uma das ordens de insectos em estudo. Perante uma significância superior a 0.05 não existem razões para rejeitar a hipótese nula (Pestana et al. 2010) e como tal, admitir-se-á que não existem diferenças significativas nas comunidades de insectos entre os períodos de amostragem considerados neste estudo.

2.4.2 Comparação da eficiência das técnicas de amostragem

Por forma a avaliar o desempenho das diferentes técnicas de amostragem recorreu-se mais uma vez ao teste estatístico ANOVA. À semelhança de 2.3.1 uma vez verificados os pressupostos, foi aplicado o teste para cada uma das ordens em estudo. Para uma significância superior a 0.05 não existem razões para rejeitar a hipótese nula e como tal, admitir-se-á que não existiram diferenças significativas entre o desempenho das técnicas de amostragem empregues.

Recorreu-se ainda ao teste à posteriori Tukey HSD (Honestly Significant Difference) para identificar que diferenças existiram entre técnicas de amostragem, uma vez que as amostras apresentam igual dimensão ($n = 20$) (Samuels et al. 2012). Uma significância superior a 0.05 entre duas técnicas implica que entre estas não existe uma diferença significativa para um nível de confiança de 95%. (Laerd Statistics 2012).

Relativamente às três técnicas de amostragem:

Capturas com rede

Pretendeu-se ainda determinar se existiram diferenças entre a amostragem com rede em dois períodos distintos do dia, nomeadamente entre o 12 - 14h e entre as 17 - 19h. Mais uma vez foi aplicado o teste ANOVA, sendo uma significância superior a 0.05 evidência de que não existiram diferenças significativas entre as capturas nos dois períodos considerados.

Armadilhas cromotrópicas

Pretendeu-se ainda determinar se existiram diferenças entre a amostragem relativa às duas cores de armadilhas cromotrópicas usadas - Amarelo e Azul. Mais uma vez foi aplicado o teste ANOVA, sendo uma significância superior a 0.05 evidência de que não existiram diferenças significativas entre as capturas pelas duas cores consideradas.

Pan Traps

Pretendeu-se ainda determinar se existiram diferenças entre a amostragem relativa aos dois tons de amarelo usados - Amarelo claro e amarelo escuro. Mais uma vez foi aplicado o teste ANOVA, sendo uma significância superior a 0.05 evidência de que não existiram diferenças significativas entre as capturas pelos dois tons de amarelo usados.

Não cumprimento dos pressupostos da ANOVA

Na eventualidade de não se verificar a normalidade da distribuição dos dados após as transformações referidas, tornou-se necessário recorrer a testes estatísticos não paramétricos, nomeadamente ao teste de Kruskal-Wallis, para o qual uma significância superior a 0.05 não implica a rejeição da hipótese nula de igualdade das médias (Pestana et al. 2010).

Nas situações para as quais não se verificou a homogeneidade das variâncias, recorreu-se ao teste t de Welch, para o qual este pressuposto não é necessário para a sua aplicação. Perante uma significância superior 0.05 não existem razões para rejeitar a hipótese nula de igualdade das médias (Pestana et al. 2010).

Relativamente à análise à posteriori para o teste de Welch, recorreu-se ao teste de Games-Howell para o qual também não é necessária a homogeneidade de variâncias. (Laerd Statistics 2012) Uma significância superior a 0.05 entre duas técnicas implica que entre estas não existe uma diferença significativa para um nível de confiança de 95%.

2.5 Identificação das capturas

Actualmente encontram-se identificadas mais de um milhão de espécies de insectos (Footit et al. 2009 e Resh et al. 2009). De acordo com Coulson (1984) os insectos apresentam uma grande diversidade morfológica, sendo por isso necessário recorrer a um modelo generalizado para a identificação dos seus principais traços. Este autor sugere por isto o disposto por Borror et al. (1981) admitindo assim as seguintes 27 ordens baseando-se sobretudo em diferenças relativas ao: tipo de armadura bocal; tipo de asas; ocorrência de metamorfose; tamanho e a forma geral do insecto; tipo de antena e a presença de outras estruturas como *cerci* e *elytra*:

Classe Insecta

Subclasse Apterygota

Ordem	* Protura
	* Diplura
	Collembola
	Thysanura

Subclasse Pterygota

Ordem	Ephemorata
	Odonata
	Plecoptera
	Orthoptera
	Dermaptera
	Isoptera
	* Embioptera
	* Zoraptera
	Psocoptera
	Mallophaga
	Anoplura
	Thysanoptera
	Hemiptera
	Homoptera
	Neuroptera
	Coleoptera
	* Strepsitera
	Mecoptera
	Trichoptera
	Lepidoptera
	Diptera
	Siphonaptera
	Hymenoptera

Destas 27 ordens de insectos é possível desprezar as cinco ordens (*) uma vez que são raramente capturadas e/ou de pouca importância para a entomologia florestal (Coulson, 1984). Assim ao longo do processo de identificação, as capturas foram classificadas de acordo com as 22 ordens referidas. A identificação das capturas restringiu-se ainda apenas aos indivíduos em fase adulta, não tendo sido identificados insectos em fases larvar, de pupa ou ninfa, sendo estas classificadas genericamente como "*outros*". Artrópodes terrestres não pertencentes à classe Insecta foram também classificados como "*outros*" à excepção de aranhas que surgem discriminada nas identificações como Araneae.

Guias de identificação e chaves dicotómicas usadas

Para a identificação das diferentes ordens de insectos, foram usados os seguintes manuais de identificação de insectos:

Michael Chinery - Field Guide to the Insects of Britain and Northern Europe. Collins Field Guides. 1997. 3rd edition. ISBN: 0002199181

Michael Chinery - Insects of Britain and Western Europe. Domino Guide. 2007. Revised edition. ISBN: 978-0713672398.

Identificação até à família, género e espécie

Para as ordens de insectos com potencial de polinização (Hymenoptera, Diptera e Coleoptera) teria sido desejável proceder à identificação das capturas até à espécie, contudo devido à dimensão das capturas, às limitações temporais impostas a uma dissertação de mestrado, bem como à falta de experiência na identificação de insectos, esta foi limitada até à superfamília para as três ordens referidas e pontualmente quando possível até ao género ou à espécie.

Critérios de exclusão

Pelos motivos referidos, foi indispensável reduzir a identificação de capturas. Assim utilizou-se para as três ordens referidas, um critério de exclusão com base no tamanho dos indivíduos capturas, tendo sido apenas identificados aqueles cujo comprimento fosse superior a 5mm.

Para a identificação das capturas até ao género ou espécie utilizaram-se os manuais:

Hymenoptera

Henri Goulet & John T. Huber. - Hymenoptera of the world: An identification guide to families. Research Branch, Agriculture Canada. 1993. Public Works Government Services.

Diptera

Scudder, Geoffrey G.E. e Cannings, Robert A. - The Diptera Families of British Columbia. 2006. British Columbia Ministry of Forests, Land and Natural Resources Operations.

Coleoptera

Scudder, Geoffrey G.E. e Cannings, Robert A. - The Coleoptera Families of British Columbia. 2005. British Columbia Ministry of Forests, Land and Natural Resources Operations.

Foram ainda consultados diversos sites dedicados a entomologia e identificação de insectos, tais como www.discoverlife.org da Fundação Polistes, <http://bugguide.net/> do departamento de entomologia da Universidade de IOWA - EUA, <http://www.entomology.umn.edu/> do departamento de entomologia da Universidade do Minnesota - EUA.

3. Resultados

Durante os meses de Março e Abril, considerados neste trabalho como o período de floração e pós-floração de *A. longifolia* respectivamente, foram capturados um total de 47928 artrópodes terrestres, utilizando as três técnicas de amostragem descritas - Capturas com rede, armadilhas cromotrópicas e pan traps. Relativamente à identificação das capturas, os exemplares de larvas e ninfas foram genericamente contabilizados como "Outros", sendo ainda de referir que se tratam sobretudo de ninfas do psílídeo da acácia. Incluídos na classificação como "Outros" estão também as ordens Collembola e Thysanura, bem como exemplares para os quais não foi possível a identificação.

Na tabela 2 apresentam-se os resultados para as capturas de cada umas das técnicas de amostragem empregues, bem como os totais para cada mês e ordem. Como já foi referido, para a ordem Hymenoptera as capturas de *Formicidae* foram contabilizadas separadamente. Da mesma forma, Heteroptera foi também destacada da ordem Hemiptera. Foram ainda omitidas desta tabela as capturas das ordens Orthoptera, Neuroptera, Dermaptera e Phasmatodea pelo facto de ter sido capturado um número muito reduzido de exemplares

Tabela 2 - Artrópodes capturados para cada uma das técnicas de amostragem em Março e Abril de 2011 (Sintra)

Ordem	capturas com rede			armadilhas cromotrópicas			pan traps		
	Março	Abril	Totais	Março	Abril	Totais	Março	Abril	Totais
Diptera	382	452	834	2588	3818	6406	841	691	1532
Hemiptera	469	2789	3258	1613	11355	12968	149	623	772
(Heteroptera)	1	8	9	10	55	65	2	0	2
Coleoptera	78	66	144	396	339	735	87	103	190
Psocoptera	2	1	3	7	18	25	0	0	0
Mecoptera	0	0	0	8	35	43	4	0	4
Thysanoptera	82	8	90	3439	14823	18262	123	42	165
Hymenoptera	64	157	221	296	433	729	210	388	598
(Formicidae)	5	0	5	0	3	3	13	17	30
Lepidoptera	0	2	2	1	26	27	0	2	2
Araneae	22	11	33	1	8	9	13	41	54
"Outros"	49	107	156	27	231	258	54	240	294
Totais	1154	3601	4755	8386	31144	39530	1496	2147	3643

As figuras 5 e 6 ilustram as capturas totais para cada um dos períodos de amostragem para as cinco ordens com o maior número de capturas e as restantes ordens agregadas.

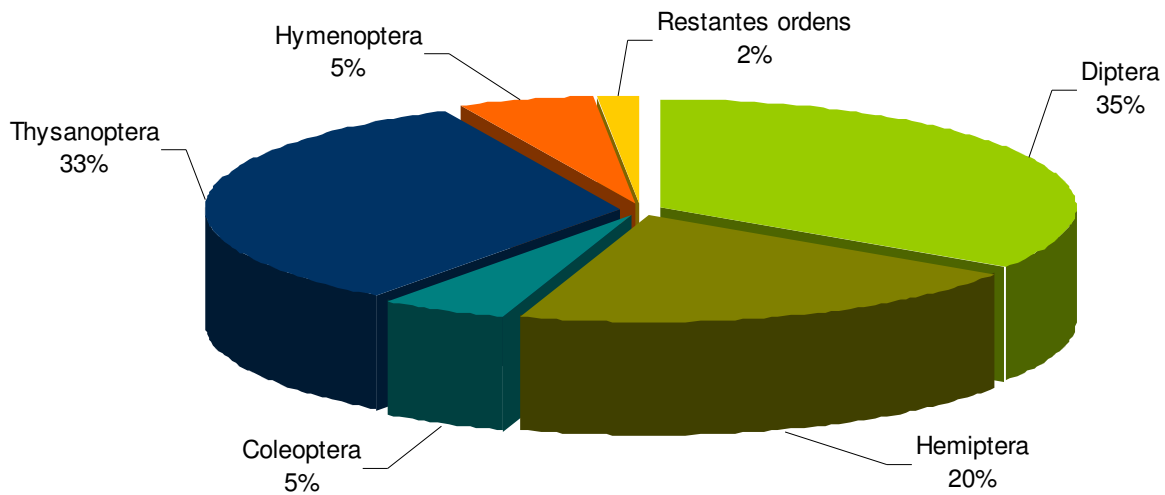


Figura 5 - Capturas totais para Março

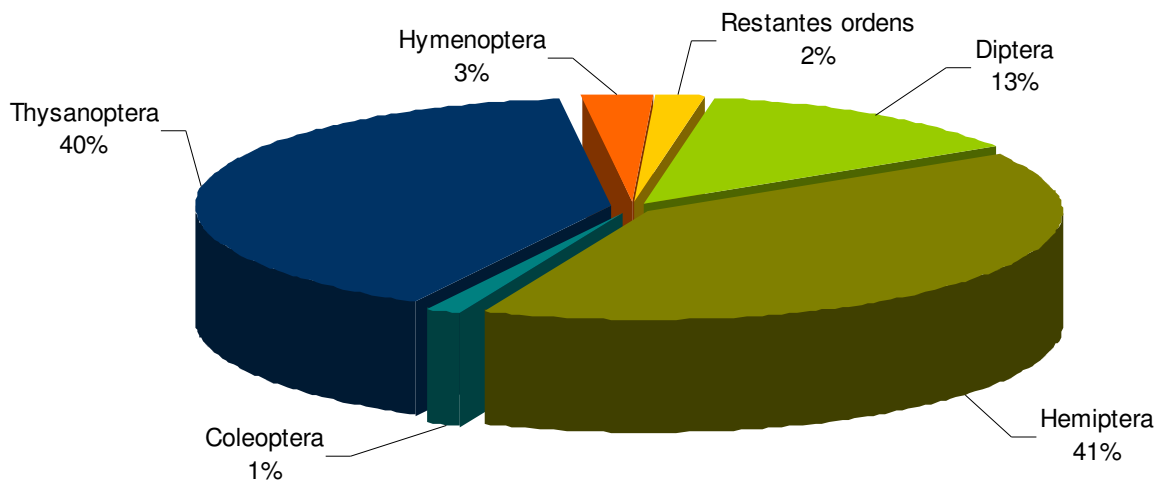


Figura 6 - Capturas totais para Abril

À semelhança de Kruger et al. (1997) as capturas revelaram uma grande abundância das ordens Thysanoptera, Hemiptera, Diptera, Hymenoptera e Coleoptera. Uma vez que estas ordens representam 97% do total dos artrópodes capturados, a análise da flutuação das comunidades de insectos associadas a *A. longifolia* entre os períodos de floração e pós-floração irá incidir sobre estas cinco ordens.

3.1 Comparação das capturas entre períodos de amostragem - Março e Abril

Como já foi referido, para comparar as capturas de Março e Abril recorreu-se ao teste One-way ANOVA. Sempre que necessário, os dados foram normalizados através da sua transformação (ver 2.4 - Tratamento Estatístico dos Dados), sendo a sua distribuição verificada pelos testes de normalidade Kolmogorov-Smirnov e de Shapiro-Wilk. Verificada a homogeneidade das variâncias através do teste de Levene e reunindo assim os pressupostos necessários - distribuição normal dos dados e a homogeneidade das variâncias dos mesmos, foi aplicado o teste ANOVA com um alfa de 0.05.

Hymenoptera

Uma vez que os dados não apresentavam uma distribuição normal, aplicou-se uma transformação em \log_{10} . (Anexo I - Figuras 1 e 2)

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.996$), foi aplicado o teste ANOVA - $F_{1,58} = 4.062$, $p = 0.048$ - de onde se conclui que existe uma diferença significativa entre as capturas de Hymenoptera em Março e Abril. (Anexo I - Figuras 3 e 4)

Diptera

Uma vez que os dados não apresentavam uma distribuição normal, aplicou-se uma transformação em \log_{10} . (Anexo I - Figuras 5 e 6)

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.071$), foi aplicado o teste ANOVA - $F_{1,58} = 0.413$, $p = 0.523$ - de onde se conclui que não existe uma diferença significativa entre as Capturas de Diptera em Março e Abril. (Anexo I - Figuras 7 e 8)

Coleoptera

Uma vez que os dados não apresentavam uma distribuição normal, aplicou-se uma transformação em \log_{10} . (Anexo I - Figuras 9 e 10)

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.591$), foi aplicado o teste ANOVA - $F_{1,58} = 0.053$, $p = 0.819$ - de onde se conclui que não existe uma diferença significativa entre as Capturas de Coleoptera em Março e Abril. (Anexo I - Figuras 11 e 12)

Hemiptera

Uma vez que os dados não apresentavam uma distribuição normal, aplicou-se uma transformação em \log_{10} . (Anexo I - Figuras 13 e 14)

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.870$), foi aplicado o teste ANOVA - $F_{1,58} = 23.042$, $p = 0.00$ - de onde se conclui que existe uma diferença significativa entre as Capturas de Hemiptera em Março e Abril. (Anexo I - Figuras 15 e 16)

Thysanoptera

Uma vez que os dados não apresentavam uma distribuição normal, foi necessário recorrer à sua transformação. Não tendo sido obtida a normalidade da distribuição dos dados através da sua transformação em \log_{10} ou raiz quadrada (Anexo I - Figuras 17, 18 e 19), recorreu-se ao teste não paramétrico de Kruskal-Wallis - $H_1 = 0.971$, $p = 0.324$ - de onde se conclui não existe uma diferença significativa entre as Capturas de Diptera em Março e Abril. (Anexo I - Figuras 20)

Considerando as capturas de Thysanoptera, podemos observar uma grande discrepância entre os valores das capturas de Março e Abril, especialmente para as Armadilhas Cromotrópicas. Podemos ainda verificar que os valores das capturas com rede e pan traps combinados contribuem com apenas 1.38% do total de capturas. Ao excluir as capturas por estas 2 técnicas de amostragem, foi assim possível obter a normalidade da distribuição dos dados através da sua transformação em \log_{10} . Verificada a homogeneidade das variâncias - $p = 0.744$, aplicou-se o teste ANOVA - $F_{1,18} = 0.053$, $p = 0.00$ - de onde se conclui que existe uma diferença significativa entre as Capturas de Thysanoptera em Março e Abril. (Anexo I - Figuras 21, 22 e 23)

Verificou-se assim existirem diferenças significativas entre o período de floração e pós-floração de *A. longifolia*, para as comunidades de insectos pertencentes às ordens Hymenoptera, Hemiptera e Thysanoptera, mas não para as ordens Diptera e Coleoptera.

3.2 Comparação da eficiência das técnicas de amostragem

À semelhança de 3.1 a análise à eficiência das técnicas de amostragem empregues neste trabalho irá incidir sobre as 5 ordens referidas anteriormente. Para esta análise recorreu-se mais uma vez ao teste One-way ANOVA. Os dados foram normalizados através da sua transformação em \log_{10} , sendo a sua normalidade verificada pelos testes de Kolmogorov-Smirnov e de Shapiro-Wilk (Anexo I) e a homogeneidade das variâncias através do teste de Levene, aplicando-se de seguida o teste ANOVA com um alfa de 0.05. Recorrendo ao teste à posteriori de Tukey HSD (Honestly significant difference) foi ainda possível evidenciar as diferenças entre técnicas de amostragem.

Para a ordem Diptera não se verificou a homogeneidade das variâncias, tendo sido por isso aplicado o teste Welch. Da mesma forma, em alternativa ao teste Tukey foi aplicado o teste Games-Howell.

Hymenoptera

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.171$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{2,57} = 14.600$, $p = 0.00$ de onde se conclui que existe uma diferença significativa entre as capturas de Hymenoptera pelas diferentes técnicas de amostragem.

(Anexo II - Figuras 1 e 2)

Através do teste Tukey foi possível verificar que as capturas com rede foram menos eficientes que as restantes técnicas, não se registando uma diferença significativa entre as armadilhas cromotrópicas e as pan traps. (Anexo II - Figuras 3)

Diptera

Uma vez que não se verificou a homogeneidade das variâncias ($p = 0.026$), aplicou-se o teste Welch - $t_{2,34.900} = 27.000$, $p = 0.00$ - de onde se conclui que existe uma diferença significativa entre as capturas de Diptera pelas diferentes técnicas de amostragem. (Anexo II - Figuras 4 e 5)

Através do teste Games-Howell foi possível verificar que as capturas com armadilhas cromotrópicas foram mais eficientes que as restantes técnicas, não se registando uma diferença significativa entre as capturas com rede e com pan traps.

(Anexo XX - Figuras 7)

Coleoptera

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.164$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{2,57} = 22.837$, $p = 0.00$ - de onde se conclui que existe uma diferença significativa entre as capturas de Coleoptera pelas diferentes técnicas de amostragem.

(Anexo II - Figuras 8 e 9)

Através do teste Tukey foi possível verificar que a amostragem por pan traps e por Rede são diferentes para um $p = 0.049$, o que poderá significar que mediante uma amostra maior estas duas técnicas possam não apresentar uma diferença significativa.

(Anexo II - Figuras 10 e 11)

Hemiptera

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.1118$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{2,57} = 11.157$, $p = 0.00$ - de onde se conclui que existe uma diferença significativa entre as capturas de Hemiptera pelas diferentes técnicas de amostragem.

(Anexo II - Figuras 12 e 13)

Através do teste Tukey foi possível verificar que as capturas com armadilhas cromotrópicas foram mais eficientes que as restantes técnicas, embora não exista uma diferença significativa entre estas e as capturas com rede.

(Anexo II - Figuras 14)

Thysanoptera

Como já foi referido, uma vez que não se obteve a normalidade dos dados, recorreu-se ao teste não paramétrico Kruskal-Wallis - $H_2 = 41.019$, $p = 0.00$ - de onde se conclui que existe uma diferença significativa entre as capturas de Thysanoptera pelas diferentes técnicas de amostragem como seria de esperar. (Anexo II - Figuras 15 e 16)

As comparações entre técnicas de amostragem foram efectuadas com o teste de Kruskal-Wallis, concluindo-se existir uma diferença significativa entre as armadilhas cromotrópicas (para as quais a eficiência foi significativamente superior) e as restantes técnicas. Verificou-se ainda - $H_1 = 3.340$, $p = 0.068$ - não existir uma diferença significativa entre as capturas com rede e com pan traps. (Anexo II - Figuras 17 e 18)

Verificou-se assim existirem diferenças importantes entre as três técnicas de amostragem empregues relativamente à sua eficiência de captura das ordens em estudo. Verifica-se ainda que estas diferenças devem-se ao facto de uma das técnicas de amostragem se destacar das outras duas.

3.2.1 Capturas com rede

Através desta técnica de amostragem foram capturados 4755 artrópodes - 1154 em Março e 3601 em Abril. Nas tabelas 3 e 4 encontram-se para as cinco ordens de insectos que se pretende estudar, as capturas para Março e Abril referentes aos dois períodos distintos do dia referidos em 2.2.1 (Técnicas de Amostragem e Delineamento experimental) 12-14h (laranja) e 17-19h (azul).

Tabela 3 - Capturas com rede para as cinco ordens de insectos em estudo - Março

Ordem	M1		M2		M3		M4		M5	
Hymenoptera	7	3	3	1	15	5	6	11	9	4
Diptera	42	15	37	19	53	27	93	42	22	32
Coleoptera	9	1	2	0	42	2	2	11	5	4
Hemiptera	3	3	20	10	99	72	84	50	93	35
Thysanoptera	23	2	13	1	13	1	6	3	12	8
Totais	84	24	75	31	222	107	191	117	141	83

Tabela 4 - Capturas com rede para as cinco ordens de insectos em estudo - Abril

Ordem	A1		A2		A3		A4		A5	
Hymenoptera	13	70	6	25	8	11	4	4	1	15
Diptera	30	154	32	86	28	44	34	11	19	14
Coleoptera	3	7	3	23	0	3	1	1	2	23
Hemiptera	57	56	211	191	245	272	432	363	491	471
Thysanoptera	0	0	0	0	6	2	0	0	0	0
Totais	103	287	252	325	287	332	471	379	513	523

Tabela 5 - Média e Desvio padrão das capturas com rede para as cinco ordens em estudo

Ordem	Média e Desvio padrão	
Hymenoptera	7 ± 4	15 ± 21
Diptera	39 ± 21	44 ± 44
Coleoptera	7 ± 13	8 ± 9
Hemiptera	174 ± 170	152 ± 165
Thysanoptera	7 ± 8	2 ± 2

Nas figuras 7 a 11 encontram-se ilustradas as capturas para as cinco ordens em estudo por esta técnica de amostragem em Março (M) e Abril (A) de 2011 em Penha Longa, Sintra.

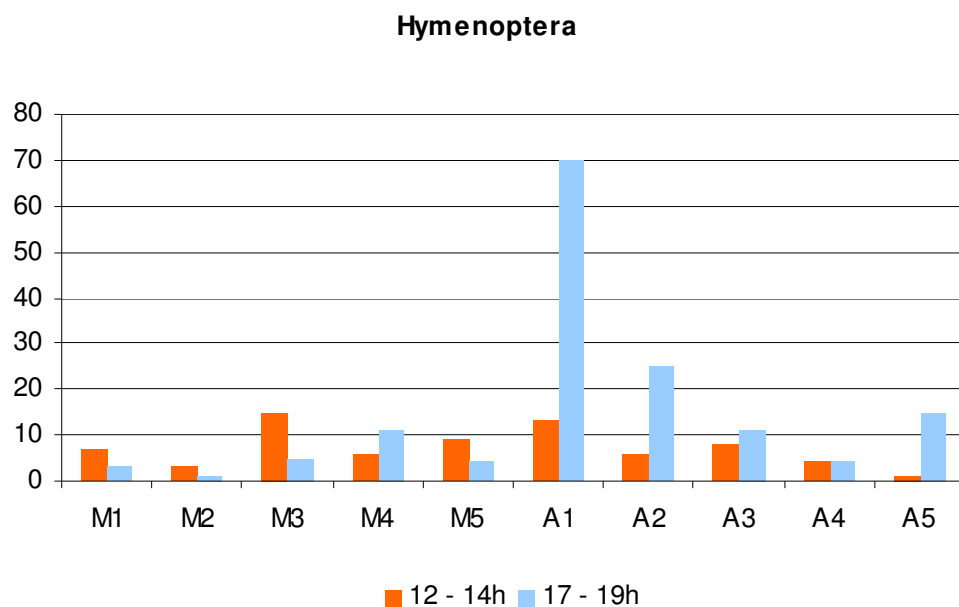


Figura 7 - Capturas de Hymenoptera com rede

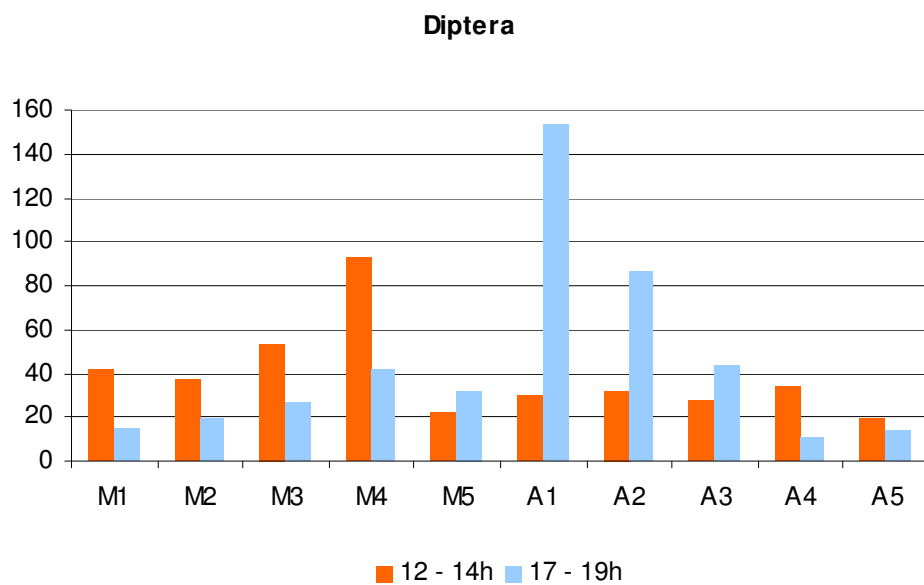


Figura 8 - Capturas de Diptera com rede

Coleoptera

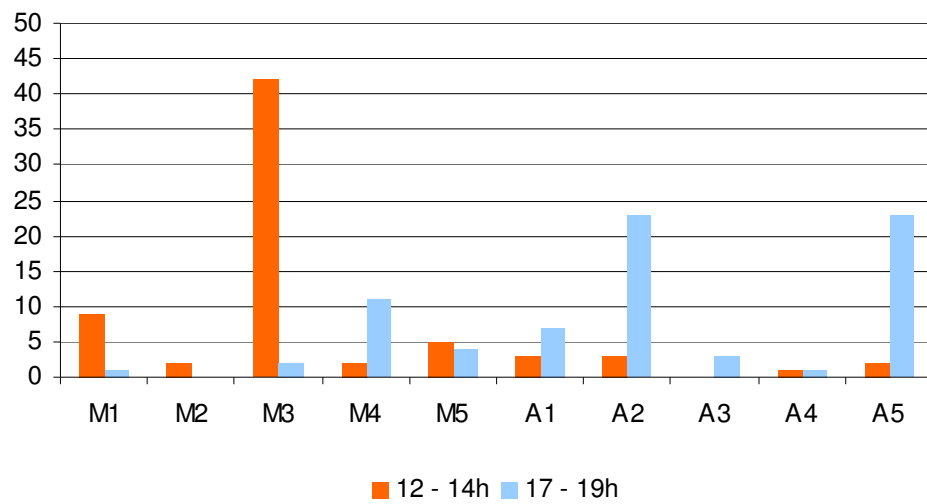


Figura 9 - Capturas de Coleoptera com rede

Hemiptera

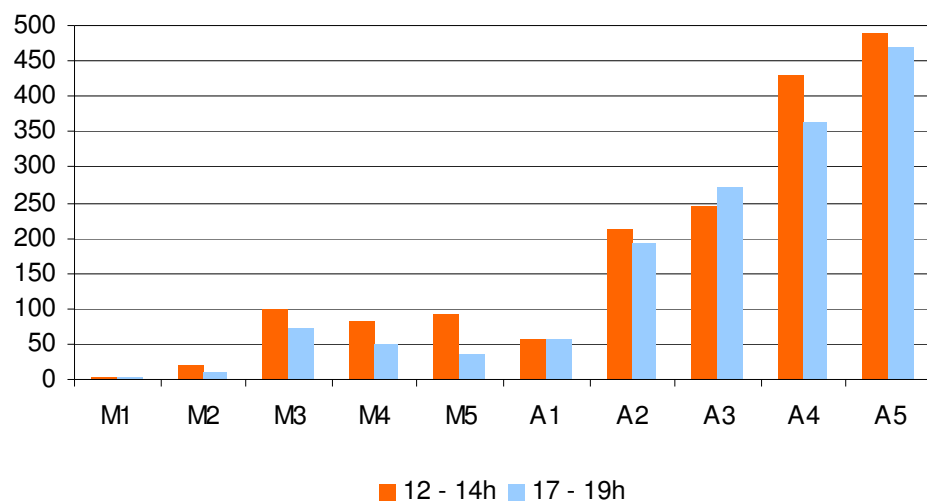


Figura 10 - Capturas de Hemiptera com rede

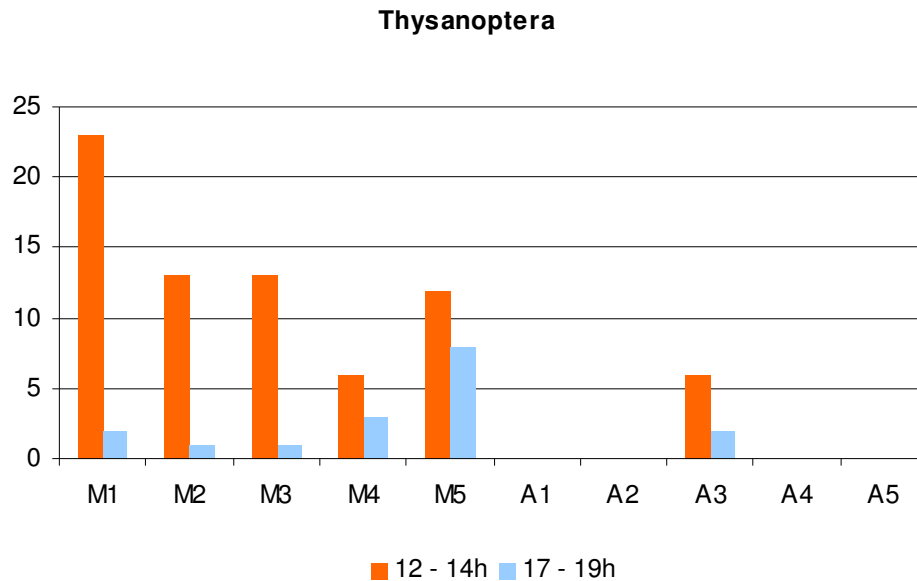


Figura 11 - Capturas de Thysanoptera com rede

Com esta técnica de amostragem pretendeu-se ainda averiguar se o ritmo de actividade diária dos insectos poderia influenciar o número de insectos capturados ou a composição das capturas. Considerou-se que o pico de actividade circadiana dos insectos deverá registar-se quando as temperaturas atingem os valores mais elevados, isto é entre as 12 - 14h, e que a actividade seria mais reduzida entre as 17 - 19h, quando as temperaturas são mais baixas, situando-se porém ainda acima do limiar da sua actividade. Assim recorreu-se mais uma vez ao teste ANOVA para verificar se existiram diferenças entre estas capturas.

Hymenoptera

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.162$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{1,18} = 0.403$, $p = 0.533$ - de onde se conclui que não existe uma diferença significativa entre as capturas de Hymenoptera nos dois períodos considerados.

(Anexo III - Figuras 1 e 2)

Diptera

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.280$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{1,18} = 0.286$, $p = 0.599$ - de onde se conclui que não existe uma diferença significativa entre as capturas de Diptera nos dois períodos considerados.

(Anexo III - Figuras 7 e 8)

Coleoptera

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.474$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{1,18} = 0.140$, $p = 0.713$ - de onde se conclui que não existe uma diferença significativa entre as capturas de Coleoptera nos dois períodos considerados.

(Anexo III - Figuras 17 e 18)

Hemiptera

Verificada a homogeneidade das variâncias - $p = 0.729$, aplicou-se o teste ANOVA - $F_{1,18} = 0.151$, $p = 0.702$ - de onde se conclui que não existe uma diferença significativa entre as capturas de Hemiptera nos dois períodos considerados.

(Anexo III - Figuras 23 e 24)

Thysanoptera

Através do teste Kruskal-Wallis - $H_1 = 1.567$, $p = 0.211$ - concluiu-se que não existe uma diferença significativa entre as capturas de Thysanoptera nos dois períodos considerados. (Anexo III - Figuras 29 e 30)

Verificou-se assim não existirem diferenças entre as capturas das cinco ordens em estudo para os dois períodos do dia em que se realizou a amostragem com rede.

3.2.2 Armadilhas Cromotrópicas

Esta técnica permitiu a captura de 39530 artrópodes - 8386 em Março e 31144 em Abril, sendo por isso a técnica de amostragem que mais indivíduos capturou no total. É ainda de salientar que destas capturas, cerca de 46% pertencem à ordem Thysanoptera e 32% à ordem Hemiptera. Nas tabelas 5 e 6 encontram-se para as cinco ordens de insectos que se pretende estudar, as capturas referentes às duas cores de armadilhas usadas amarelo e azul para Março e Abril.

Tabela 6 - Capturas com armadilhas cromotrópicas para as cinco ordens de insectos em estudo - Março

	M1		M2		M3		M4		M5	
Ordem										
Hymenoptera	36	6	38	10	67	9	54	31	42	3
Diptera	396	91	734	144	224	167	457	105	199	71
Coleoptera	35	92	18	38	29	12	85	61	24	2
Hemiptera	122	19	377	74	335	31	379	24	223	29
Thysanoptera	751	207	223	197	520	212	780	360	149	40
Totais	1340	415	1390	463	1175	431	1755	581	637	145

Tabela 7 - Capturas com armadilhas cromotrópicas para as cinco ordens de insectos em estudo - Abril

	A1		A2		A3		A4		A5	
Ordem										
Hymenoptera	88	19	59	27	98	17	47	9	58	11
Diptera	318	109	269	239	319	928	132	620	196	688
Coleoptera	30	37	43	28	84	50	8	12	30	17
Hemiptera	379	48	870	86	2283	207	4201	312	2835	134
Thysanoptera	1778	361	1821	880	3824	1345	1560	706	2027	521
Totais	2593	574	3062	1260	6608	2547	5948	1659	5146	1371

Tabela 8 - Média e Desvio padrão das capturas com armadilhas cromotrópicas para as cinco ordens em estudo

	Média e Desvio padrão	
Ordem		
Hymenoptera	59 ± 21	14 ± 9
Diptera	324 ± 174	316 ± 309
Coleoptera	39 ± 26	35 ± 27
Hemiptera	1200 ± 1408	96 ± 96
Thysanoptera	1343 ± 1111	483 ± 396

Nas figuras 12 a 16 encontram-se ilustradas as capturas para as cinco ordens em estudo por esta técnica de amostragem em Março (M) e Abril (A) de 2011 em Penha Longa, Sintra.

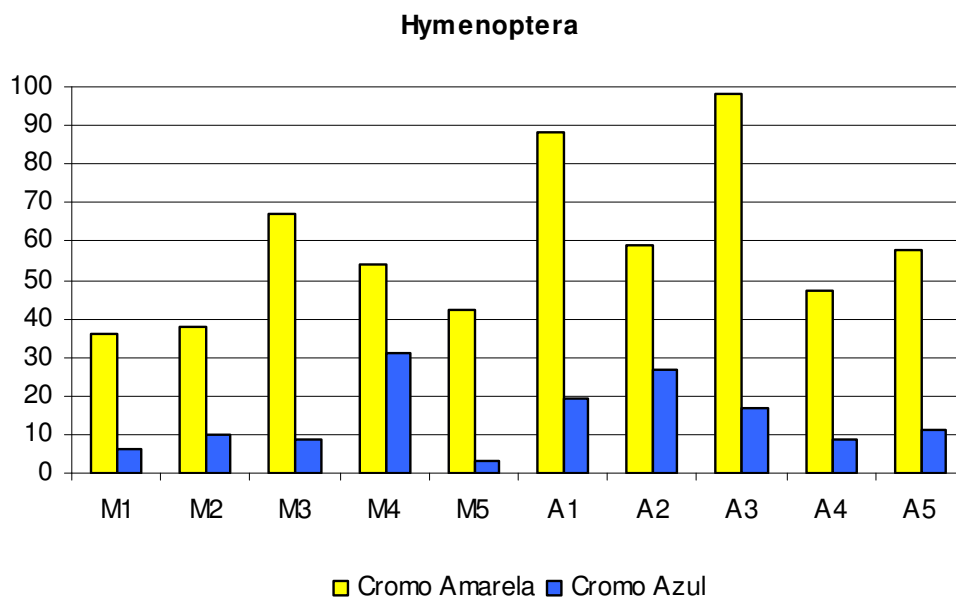


Figura 12 - Capturas de Hymenoptera com armadilhas cromotrópicas

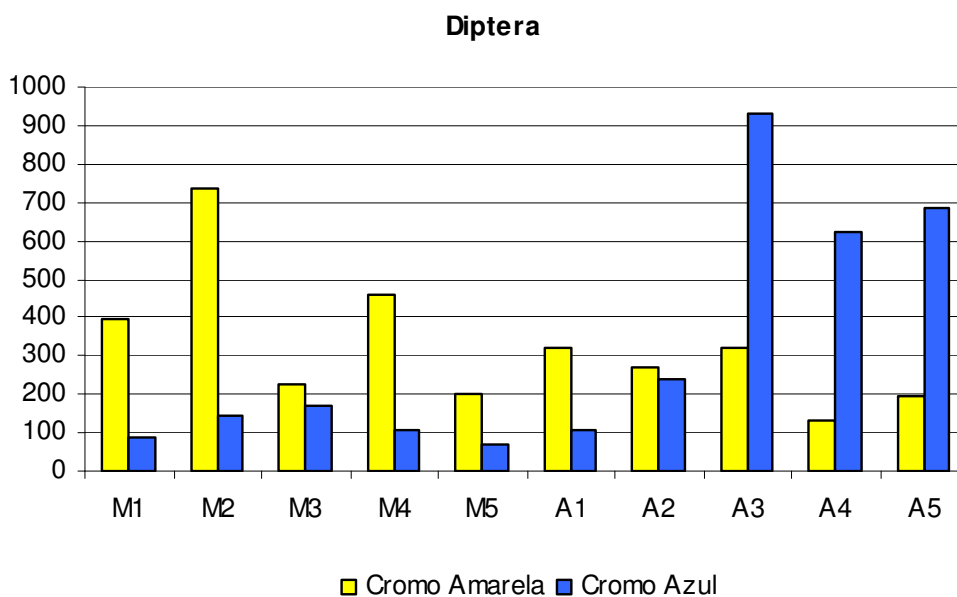


Figura 13 - Capturas de Diptera com armadilhas cromotrópicas

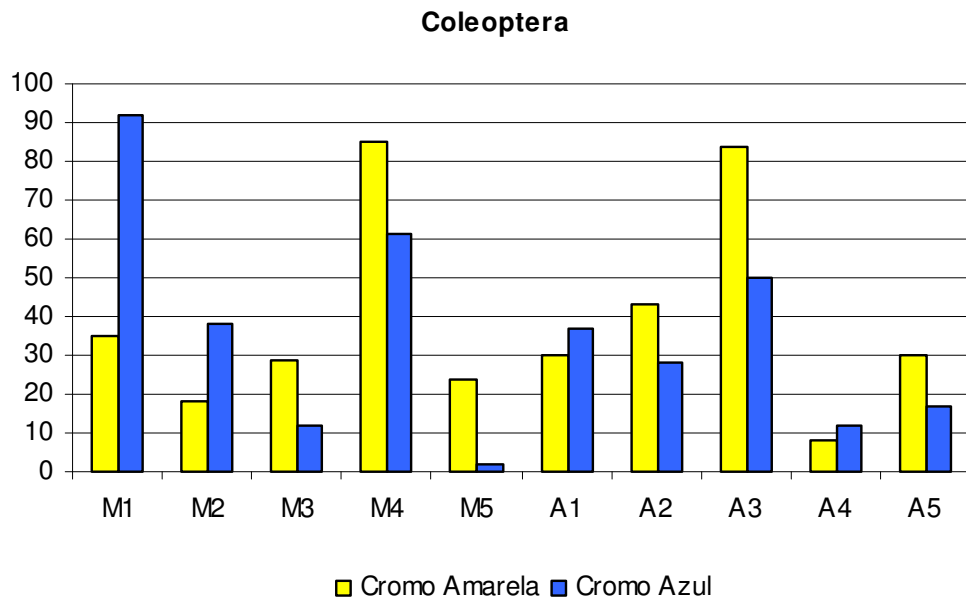


Figura 14 - Capturas de Coleoptera com armadilhas cromotrópicas

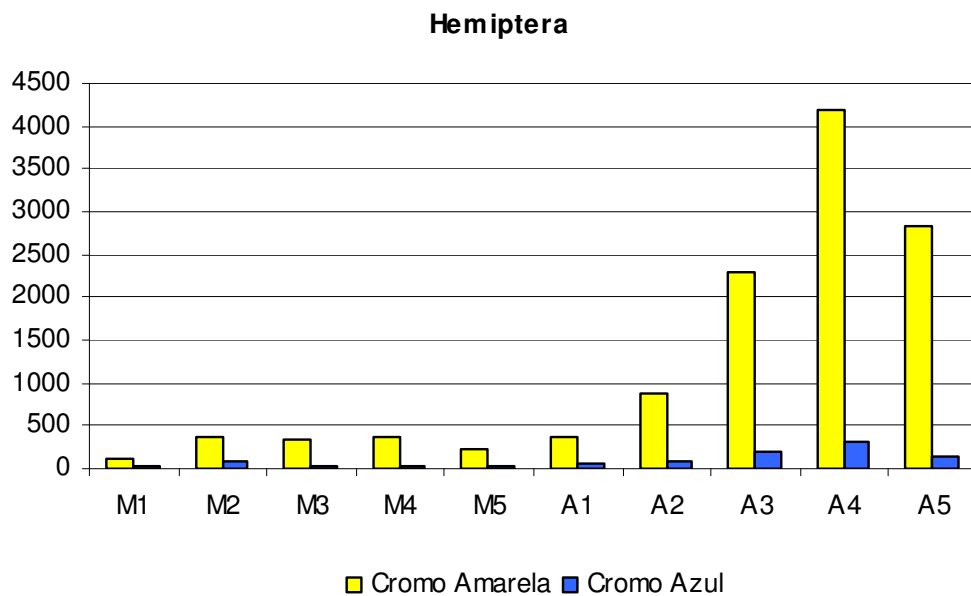


Figura 15 - Capturas de Hemiptera com armadilhas cromotrópicas

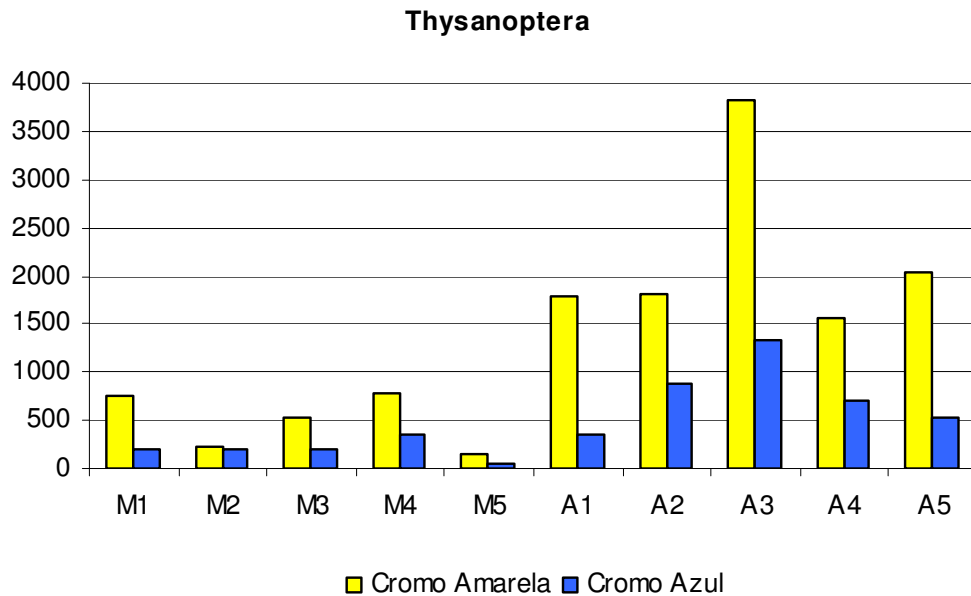


Figura 16 - Capturas de Thysanoptera com armadilhas cromotrópicas

Com esta técnica de amostragem procurou-se ainda verificar se existiram diferenças entre as capturas com as armadilhas de cor amarela a azul para as ordens de insectos em estudo. Para tal recorreu-se mais uma vez ao teste ANOVA.

Hymenoptera

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.067$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{1,18} = 40.383$, $p = 0.00$ - de onde se conclui que existe uma diferença significativa entre as capturas de Hymenoptera pelas duas cores. (Anexo III - Figuras 3 e 4)

Diptera

Uma vez que não se verificou a homogeneidade das variâncias ($p = 0.026$), aplicou-se o teste Welch - $t_{1,13.657} = 0.933$, $p = 0.351$ - de onde se conclui que não existe uma diferença significativa entre as capturas de Diptera pelas duas cores.

(Anexo III - Figuras 9 e 10)

Sabendo que este resultado não vai ao encontro dos dados relativos às capturas desta ordem, voltou-se a aplicar o teste para cada um dos meses em separado. Para Março, obtemos a homogeneidade das variâncias ($p = 0.292$), e aplicando o teste ANOVA - $F_{1,8} = 17.087$, $p = 0.003$ - conclui-se que existe uma diferença significativa entre as duas cores. Para Abril, uma vez que não se verificou a homogeneidade das variâncias ($p = 0.042$), aplicou-se o teste Welch - $t_{1,5.399} = 1.547$, $p = 0.256$ - de onde se conclui que não existe uma diferença significativa entre as duas cores.
(Anexo III - Figuras 11, 12, 13 e 14)

Coleoptera

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.190$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{1,18} = 0.492$, $p = 0.492$ - de onde se conclui que não existe uma diferença significativa entre as capturas de Coleoptera pelas duas cores. (Anexo III - Figuras 19 e 20)

Hemiptera

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.405$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{1,18} = 23.104$, $p = 0.00$ - de onde se conclui que existe uma diferença significativa entre as capturas de Hemiptera pelas duas cores. (Anexo III - Figuras 25 e 26)

Thysanoptera

Através do teste Kruskal-Wallis - $H(1) = 4.166$, $p = 0.041$ - concluiu-se que existe uma diferença significativa entre as capturas de Thysanoptera pelas duas cores.
(Anexo III - Figuras 31 e 32)

Verificou-se assim existirem diferenças significativas entre as capturas para as ordens Hymenoptera, Hemiptera e Thysanoptera que mostraram uma preferência pela cor amarela. A ordem Coleoptera foi capturada de forma semelhante pelas duas cores e a ordem Diptera apresentou uma preferência pela cor amarela durante o mês de Março, tendo sido capturada de forma semelhante pelas duas cores durante o mês de Abril.

3.2.3 Pan traps

Através desta técnica de amostragem capturou-se um total de 3646 artrópodes - 1496 em Março e 2147 em Abril, sendo por isso a técnica que menos indivíduos capturou no total. Nas tabelas 7 e 8 encontram-se para as cinco ordens de insectos que se pretende estudar, as capturas referentes aos dois tons de amarelo usados - amarelo claro e amarelo escuro para Março e Abril.

Tabela 9 - Capturas com pan traps para as cinco ordens de insectos em estudo - Março

	M1		M2		M3		M4		M5	
Ordem										
Hymenoptera	20	23	30	49	15	29	7	9	13	15
Diptera	63	61	129	130	102	169	38	39	62	48
Coleoptera	8	6	21	17	6	12	6	8	1	2
Hemiptera	12	12	15	15	33	27	11	5	7	12
Thysanoptera	8	10	14	12	35	39	1	0	2	2
Totais	111	112	209	223	191	276	63	61	85	79

Tabela 10 - Capturas com pan traps para as cinco ordens de insectos em estudo - Abril

	A1		A2		A3		A4		A5	
Ordem										
Hymenoptera	16	35	18	28	63	86	29	66	18	29
Diptera	33	52	72	64	81	86	95	72	59	77
Coleoptera	6	3	12	11	15	10	5	5	23	13
Hemiptera	20	28	26	24	101	71	107	131	48	67
Thysanoptera	1	1	3	2	4	8	12	4	3	4
Totais	76	119	131	129	264	261	248	278	151	190

Tabela 11 - Média e Desvio padrão das capturas com rede para as cinco ordens em estudo

	Média e Desvio padrão	
Ordem		
Hymenoptera	23 ± 16	37 ± 24
Diptera	73 ± 30	80 ± 40
Coleoptera	10 ± 7	9 ± 5
Hemiptera	38 ± 37	39 ± 40
Thysanoptera	8 ± 10	8 ± 12

Nas figuras 17 a 21 encontram-se ilustradas as capturas para as cinco ordens em estudo por esta técnica de amostragem em Março (M) e Abril (A) de 2011 em Penha Longa, Sintra.

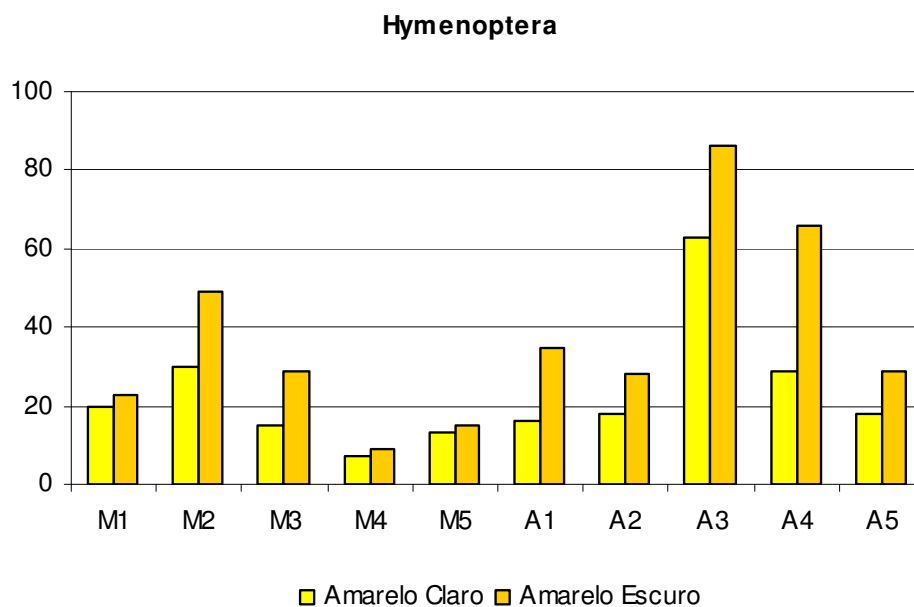


Figura 17 - Capturas de Hymenoptera com pan traps

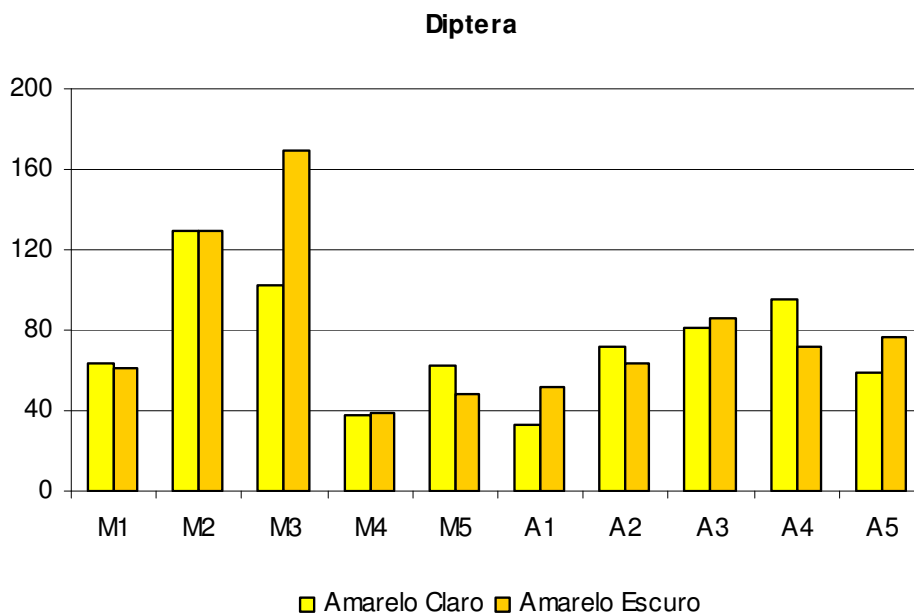


Figura 18 - Capturas de Diptera com pan traps

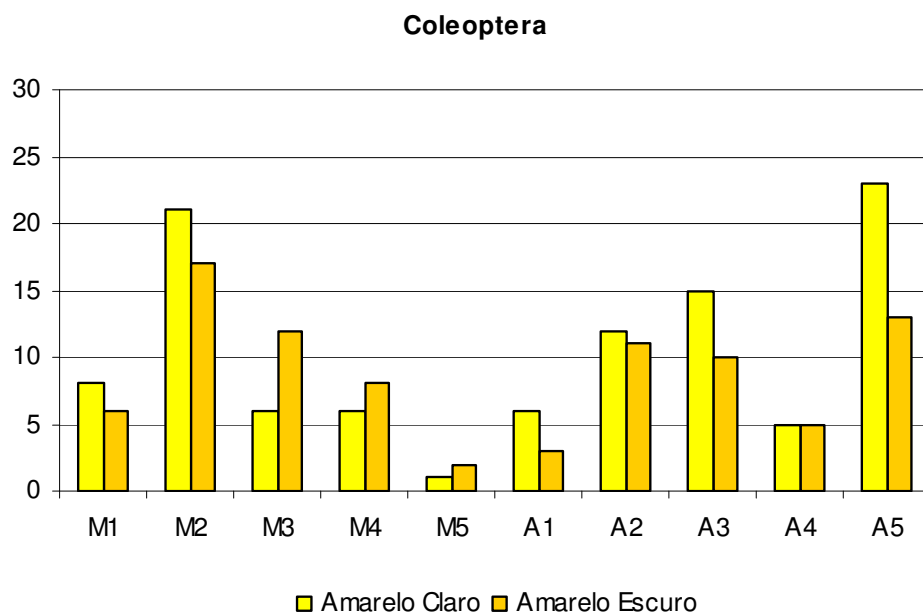


Figura 19 - Capturas de Coleoptera com pan traps

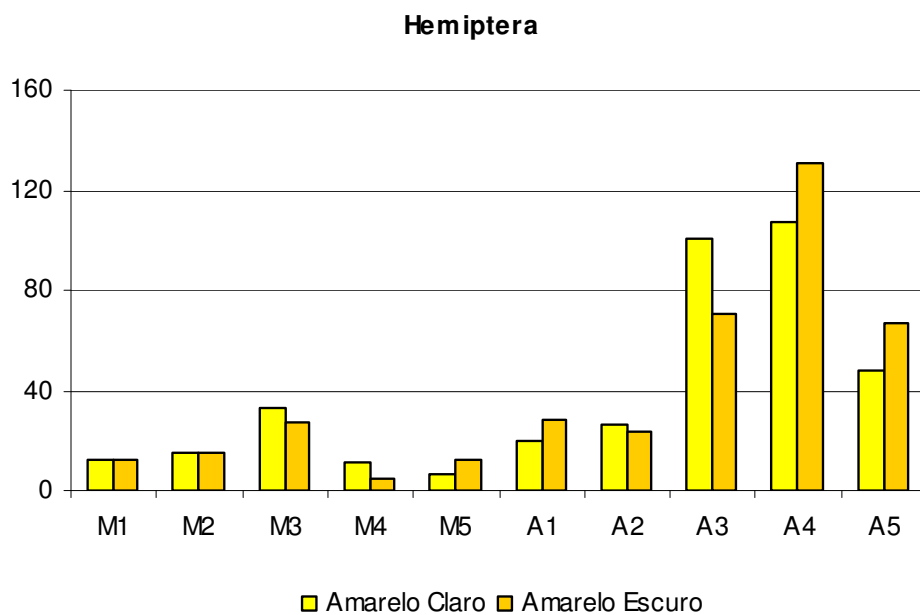


Figura 20 - Capturas de Hemiptera com pan traps

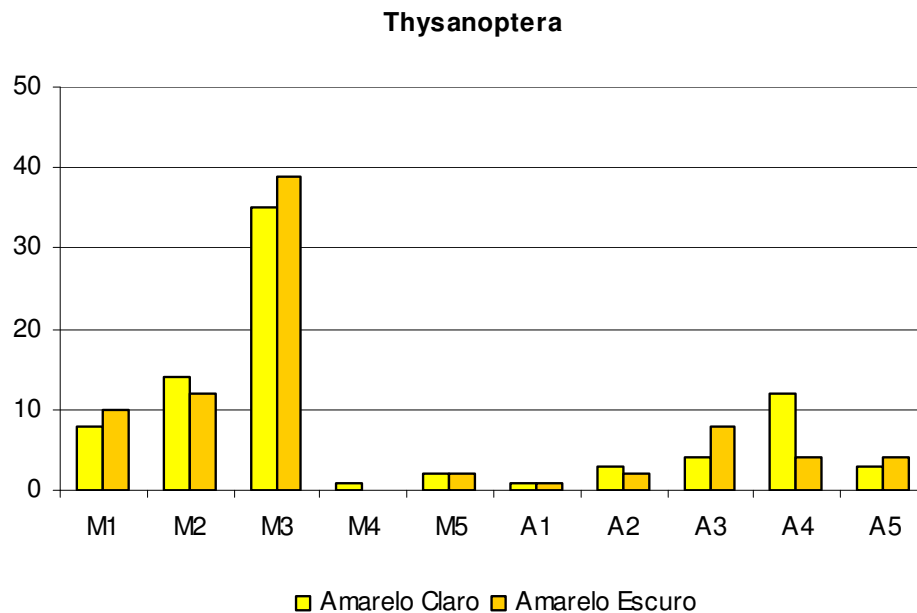


Figura 21 - Capturas de Thysanoptera com pan traps

Com esta técnica de amostragem procurou-se ainda averiguar se os diferentes tons de amarelo poderiam influenciar a captura dos insectos que se pretende estudar. Mais uma vez recorreu-se ao teste ANOVA para verificar se existiram diferenças entre estas capturas.

Hymenoptera

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.689$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{1,18} = 2.606$, $p = 0.124$ - de onde se conclui não existir uma diferença significativa entre as capturas de Hymenoptera pelos dois tons. (Anexo III - Figuras 5 e 6)

Diptera

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.933$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{1,18} = 0.107$, $p = 0.748$ - de onde se conclui não existir uma diferença significativa entre as capturas de Diptera pelos dois tons. (Anexo III - Figuras 15 e 16)

Coleoptera

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.666$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{1,18} = 0.926$, $p = 0.873$ - de onde se conclui não existir uma diferença significativa entre as capturas de Coleoptera pelos dois tons. (Anexo III - Figuras 21 e 22)

Hemiptera

Verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.960$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{1,18} = 0.00$, $p = 0.998$ - de onde se conclui não existir uma diferença significativa entre as capturas de Hemiptera pelos dois tons. (Anexo III - Figuras 27 e 28)

Thysanoptera

Uma vez que os dados relativos a esta técnica de amostragem apresentaram uma distribuição normal após a sua transformação em \log_{10} e verificada a homogeneidade das variâncias ($p = 0.950$), aplicou-se o teste ANOVA - $F_{1,18} = 0.04$, $p = 0.948$ - de onde se conclui não existir uma diferença significativa entre as capturas de Thysanoptera pelos dois tons. (Anexo III - Figuras 33 e 34)

Verificou-se assim para as cinco ordens em estudo que não existiram diferenças significativas entre as capturas pelos dois tons de amarelo usados para as pan traps.

3.3 Hymenoptera

Das três ordens de potenciais polinizadores estudados, apenas a ordem Hymenoptera registou diferenças significativas nas capturas entre os períodos de floração e pós-floração de *A. longifolia*. Procedeu-se por isso à identificação destas capturas até à superfamília. No gráfico seguinte registaram-se os resultados obtidos para os períodos de amostragem realizados nos meses de Março e Abril. Relativamente à superfamília Apoidea, contabilizaram-se as capturas do género *Bombus* separadamente. As capturas para as quais não foi possível a sua identificação foram classificadas mais uma vez como "Outros".

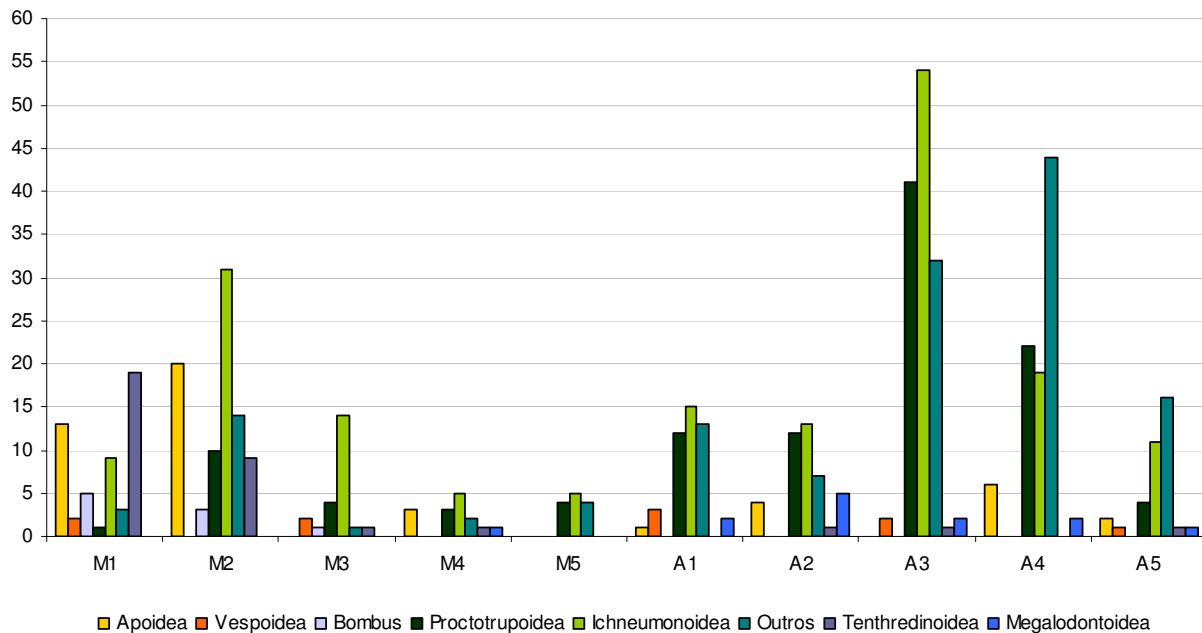


Figura 22 - Capturas de Hymenoptera com pan traps para Março e Abril de 2011 em Penha Longa, Sintra

3.4 Observações

Com esta técnica pretendeu-se observar as associações entre *A. longifolia* e os respectivos visitantes florais, bem com identificar potenciais polinizadores. Embora a análise à carga polínica destes não tenha sido possível, a informação obtida através das observações realizadas neste estudo não deixou de ser importante. Nas figuras 23, 24 e 25, são ilustrados alguns dos visitantes florais registados durante o mês de Março.

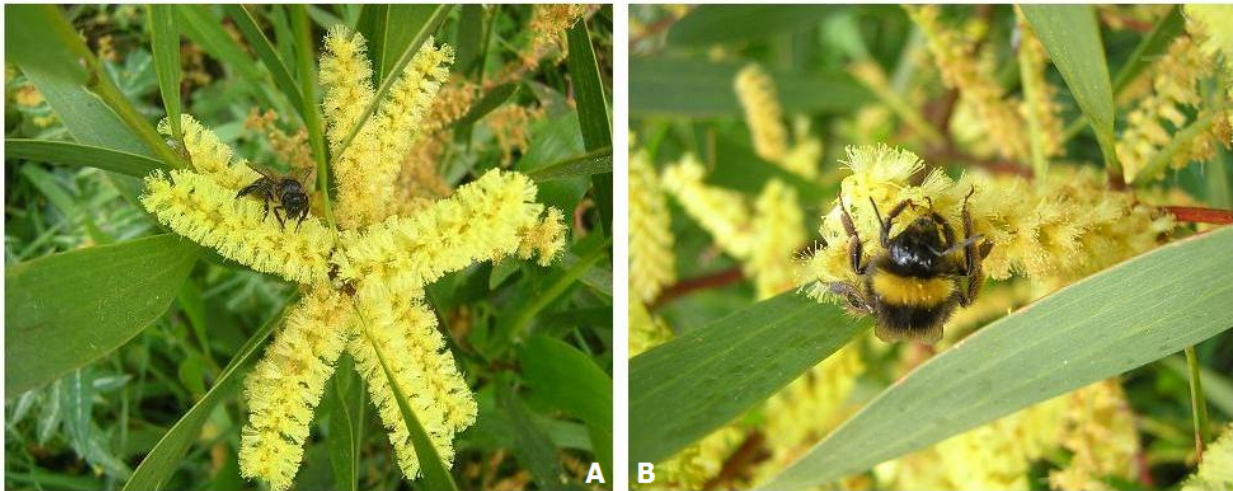


Figura 23 - Visitantes florais pertencentes a Hymenoptera (A) Apoidea, (B) *Bombus* sp.

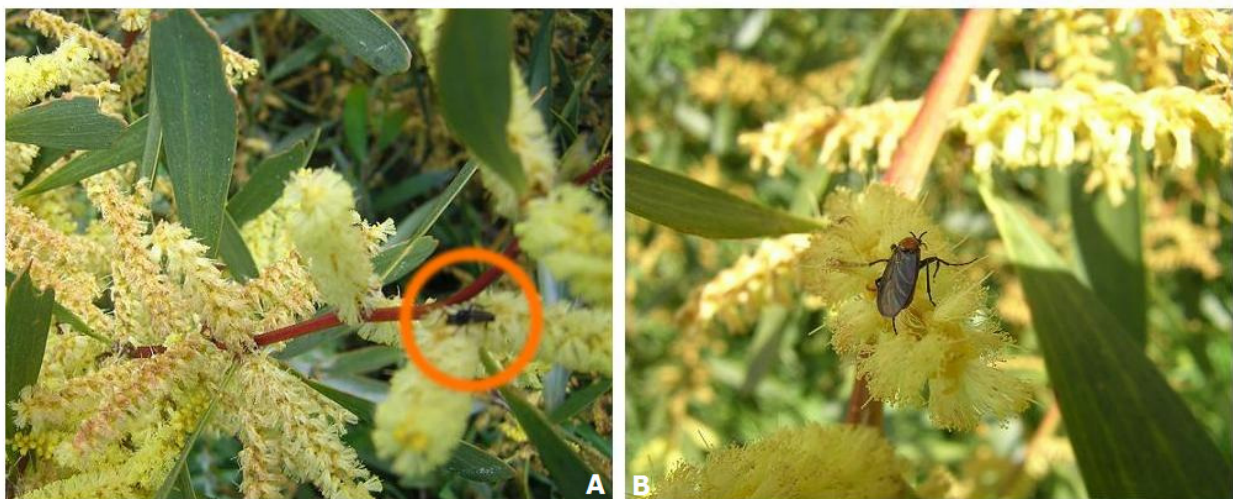


Figura 24 - Visitantes florais pertencentes a Diptera (A) *Bibionidae* sp1 (B), *Bibionidae* sp2

Além de se registrar uma grande diversidade de himenópteros da superfamília Apoidea nas inflorescências de *A. longifolia*, durante todo o mês de Março dípteros da família Bibionidae foram também frequentemente observados entre as inflorescências de *A. longifolia*, tendo sido capturados em grande número pelas armadilhas cromotrópicas e pan traps de cor amarela à semelhança de D'Arcy-Burt et al. (1987), embora as armadilhas cromotrópicas de cor azul tenham capturado um número ainda maior em Abril. Estes dípteros foram ainda encontrados várias vezes em cópula durante todo o mês de Março, continuando presentes na área de estudo durante o mês de Abril, embora em menor número.

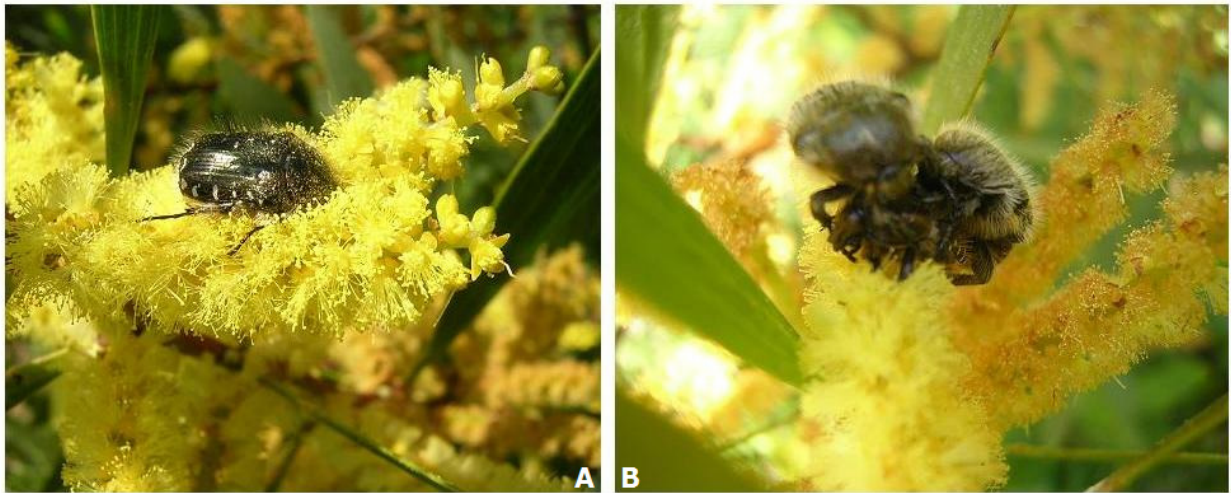


Figura 25 - *Tropinota squalida* (A) Hábitos fitófagos, (B) em fase de acasalamento

De entre os visitantes que se observaram nas inflorescências de *A. longifolia*, destaca-se ainda *Tropina squalida* Scopoli. Este coleóptero de hábitos fitófagos (Molina J.M. 2001) pertencente à família *Scarabaeidae*, foi observado a alimentar-se activamente das inflorescências durante todo o mês de Março. Foi ainda frequentemente encontrado nas inflorescências apresentando um comportamento sugestivo de cópula - figura 22B. Em Abril, passada a época de floração de *A. longifolia*, alguns indivíduos desta espécie foram vistos em diversas flores silvestres, embora em muito menor número.

Em Abril os recursos florais disponíveis na área de estudo para os quais se observaram visitantes florais consistiam em diversas flores silvestres. Na figura 26, ilustram-se alguns exemplos destas e dos seus visitantes florais.



Figura 26 - Recursos florais disponíveis em Abril (A) Apoidea em *Cistus monspeliensis*, (B) Apoidea em *Hieracium pilosella*, (C) *Bombus* sp em *Galactites tomentosa*, (D) *Tropinota squalida* e Bibonidae em *Galactites tomentosa*

4. Discussão

4.1 Caracterização da entomofauna associada a *A. longifolia*

Relativamente à diversidade de ordens capturadas, os resultados obtidos neste estudo vão ao encontro de trabalhos semelhantes (e.g. Kruger et al. 1997). Ao contrário destes autores que registaram uma grande abundância de *Formicidae*, neste estudo as capturas desta família foram pontuais. As relações de mutualismo entre formigas e acácias dos subgéneros *Acacia* e *Aculeiferum* são uma importante característica destas espécies nativas de África e da América Central (e.g. Hocking, 1970, Janzen 1974 e Young et al. 1997). No subgénero *Phyllodineae* ao qual pertence *A. longifolia*, devido à ausência de corpos beltianos nos filódios e de néctar como recompensas e de domatia para nidificação, esta relação de mutualismo não se verifica, pelo que não seriam espectáveis capturas significativas desta família.

À semelhança do observado por Kruger et al. (1997), as ordens Hemiptera e Thysanoptera revelaram uma maior abundância em relação às outras ordens, representando neste estudo aproximadamente 74% das capturas totais. Em relação às capturas da ordem Hemiptera (cerca de 35% das capturas totais), como já foi referido pertencem sobretudo ao psílideo da acácia *Acizzia* sp., provavelmente *Acizzia uncatoides* que embora seja nativo da Austrália, encontra-se actualmente naturalizado em muitos dos países onde *Acacia* subgénero *Phyllodineae* foi introduzida (Halstead, A. J. 1992 e Malumphy et al. 2007). Ao contrário da maioria dos psílideos que são monófagos, *A. uncatoides* é polífago atacando mais de 58 espécies de acácia (Malumphy et al. 2007). Este Psílideo para o qual já foram registadas até 8 gerações anuais em *A. longifolia* (Halstead, A.J. 1992), apresenta um período de emergência entre Janeiro e Julho (Koehler et al. 1983). De acordo com Koehler et al. (1983) de entre 36 espécie de acácia para as quais foi estudada a resistência ao ataque por este psílideo, *A. longifolia* é referida como altamente susceptível. Ainda de acordo com estes autores, as populações desta espécie apresentam um pico entre Março e Julho, o que vem a explicar as crescentes capturas desta ordem entre Março e Abril.

À semelhança de Hemiptera, as capturas da ordem Thysanoptera apresentaram um grande aumento a partir de Abril. Esta ordem representou cerca de 38% das capturas totais sendo por isso a ordem para a qual mais indivíduos foram capturados. De acordo com Mound, L. (2011), na sua região geográfica nativa a presença de Thripidae nas inflorescências de espécies de *Acacia* subgénero *Phyllodineae* é pontual. Existem no entanto mais de 250 espécies de thrips pertencentes à subfamília *Phlaeothripinae* que são exclusivamente restritas ao género *Acacia* na Austrália (Austin, A.D. et al. 2004). Destas 250 espécies de thrips, existem formadores de galhas, cleptoparasitas de galhas e criadores de domatia, no entanto todas estas espécies são fitófagas e alimentam-se exclusivamente dos filódios das acácias (Austin, A.D. et al. 2004 e Mound, L. 2011). Seria por isso interessante averiguar se à semelhança de *Acizzia uncatoides* que espécies de thrips poderão ter sido também introduzidas em Portugal, uma vez que não existe disponível qualquer informação sobre esta possibilidade.

4.2 Identificação de potenciais polinizadores de *A. longifolia*

Como já foi referido, a estrutura acessível das inflorescências de *Acacia* spp tornam este recurso disponível a uma grande diversidade de visitantes florais (Stone et al. 2003). De acordo com Tybirk, K. (1997) a polinização do género *Acacia* deve-se precisamente a polinizadores generalistas, sendo a diversidade destes visitantes florais grandemente influenciada pelas comunidades nativas de insectos e os restantes recursos a estes disponíveis (Stone et al. 2003). Das ordens de insectos que se reconhece terem um contributo para a polinização deste género destaca-se Hymenoptera (Tybirk, K. 1997 e Bernhardt, P. 1987), Diptera, Lepidoptera e Coleoptera (Tybirk, K. 1997, Stone et al. 2003 e Flemming et al. 2006). A identificação de potenciais polinizadores de *A. longifolia* centrou-se por isso nestas ordens, com a excepção de Lepidoptera uma vez que as capturas para esta ordem foram reduzidas.

Hymenoptera

De acordo com Bernhardt, P. (1987), os polinizadores mais importantes das acácias nativas da Austrália pertencem à ordem Hymenoptera, sendo o seu contributo como vector de políades significativamente maior pela abundância e diversidade com que ocorrem nas inflorescências em comparação com as ordens Diptera ou Coleoptera. Ainda de acordo com este autor e Stone et al. (2003), as abelhas constituem um dos mais importantes polinizadores de *Acacia* spp onde esta seja nativa ou tenha sido introduzida, com especial destaque para o género *Apis* e as famílias Megachilidae, Colletidae, Halictidae e Anthophoridae.

Os resultados obtidos evidenciaram diferenças significativas entre as capturas de Março e Abril referentes aos períodos de floração e pós-floração de *A. longifolia*. A análise das capturas de Hymenoptera com pan traps revelou ainda existir uma maior abundância da superfamília Apoidea (incluindo o género *Bombus*) e de Tenthredinoidea (formadores de galhas) no mês de Março referente ao período de floração de *A. longifolia*, enquanto que no mês de Abril verificou-se um grande aumento das superfamílias Proctotrupeoidea e Ichneumonoidea que são na sua maioria parasitóides e como tal dependes da emergência dos seus hospedeiros. A superfamília Vespoidea marca uma presença sem grande variação entre os dois períodos considerados. Relativamente a Vespoidea, Bernhardt, P. (1987) registou a presença de vespas em *A. longifolia* a alimentarem-se das secreções de néctar extrafloral, podendo ainda constituir predadores oportunistas como apontado por Stone et al. (2003).

Conclui-se assim que a floração de *A. longifolia* teve uma influência significativa sobre as comunidades de insectos pertencentes à ordem Hymenoptera. Verificou-se ainda existir uma importante diferença na estrutura destas comunidades entre os períodos considerados, com uma presença mais acentuada durante o período de floração de *A. longifolia* de espécies pertencentes à superfamília Apoidea entre a qual se contam os género *Apis* e *Bombus* e as famílias Megachilidae, Colletidae, Halictidae e Anthophoridae que como já foi referido, estão referenciadas na literatura como importantes polinizadores de *Acacia* spp.

Diptera

As inflorescências de *Acacia* spp registam uma grande diversidade de visitantes florais pertencentes à ordem Diptera, entre as quais se contam as famílias Syrphidae, Calliphoridae e Bombyliidae (Stone et al. 1999, 2003, Flemming et al. 2006). Sedgley et al. (1992) aponta as espécies da família Syrphidae como importantes vectores de pólen dada a sua acentuada actividade e capacidade de transporte de pólen, embora a pureza do mesmo seja por vezes baixa.

Não se registaram diferenças significativas entre as capturas de Março e Abril referentes aos períodos de floração e pós-floração de *A. longifolia*, pelo que não se efectuou uma análise mais detalhada devido a restrições temporais, no entanto através das observações realizadas no campo registou-se durante o mês de Março a presença de dípteros da família *Bibionidae* nas inflorescências. Este género apresenta uma época de emergência no início da Primavera, razão pela qual é vulgarmente referido pelo seu nome comum - "*March Fly*". Com um tempo de vida curto entre 3 a 7 dias é frequentemente observado em flores, alimentando-se de pólen e de néctar (Brown et al. 2009). Este género constitui um polinizador comum em diversas culturas frutícolas comerciais (Freeman et al. 1985), sendo ainda de acrescida importância em pomares de pêra (Lewis et al. 1969). De acordo com D'Arcy-Burt et al. (1991) embora este género se possa tornar esporadicamente numa praga em agricultura, o seu contributo para a polinização, é de muito maior importância que os danos que possa vir a causar. A família *Bibionidae* já foi inclusivamente referenciado como um possível polinizador para acácias do subgénero *Phyllodineae*, nomeadamente *Acacia mangium* Willd. e *Acacia auriculiformis* A.Cunn. ex Benth, sendo frequentemente observado nas inflorescências destas espécies de acácia na sua região geográfica nativa no Norte da Austrália (ver Sedgley et al. 1992).

Relativamente às capturas de Diptera, em grande parte pertencentes à família *Bibionidae*, verificou-se uma discrepância importante nas capturas com armadilhas cromotrópicas tendo sido capturado em todo o mês de Março um número significativamente maior de dípteros pela cor amarela, enquanto que para o mês de Abril a cor azul foi a que obteve mais capturas o que sugere que a presença de floração de *A. longifolia* poderá ter tido influência sobre as comunidades de insectos pertencentes a esta ordem. Não obstante, uma vez que não se identificaram as capturas em pormenor não se podem extrair mais conclusões.

Coleoptera

Pertencentes à ordem Coleoptera estão diversos visitantes florais de *Acacia* spp, entre os quais se registam sobretudo as famílias Scarabaeidae, Cetoniinae, Cerambycidae (Stone et al. 2003 e Alves et al. 2009). Os hábitos fitófagos destes visitantes florais implicam frequentemente a destruição das inflorescências (Bernhardt, P. 1987) e embora permaneçam nas inflorescências por longos períodos de tempo, assume-se que não tenham um contributo importante para a polinização (Stone et al. 2003). Alves et al. (2009) num estudo que pretendia identificar os visitantes florais de *A. dealbata* refere no entanto a importância da polinização por Coleoptera, registando uma elevada concentração de políades em coleópteros da família Scarabaeidae, nomeadamente *Macroductylus suturalis*, presentes em grande número nas inflorescências.

Não se registaram diferenças significativas entre as capturas de Março e Abril referentes aos períodos de floração e pós-floração de *A. longifolia*, pelo que se evitou proceder a uma análise em maior pormenor devido a restrições temporais, no entanto durante o mês de Março, observou-se uma acentuada presença de *Tropinota squalida* (Scarabaeidae) alimentando-se activamente das inflorescências de *A. longifolia*. Como referido por Stone et al. (2003), os hábitos destes visitantes levam a que permaneçam nas inflorescências por longos períodos de tempo ocupando em grande número uma única árvore se não forem perturbados. De acordo com Molina J.M. (2001) e Hassassein et al. (2009) os adultos de *Tropinota squalida* emergem entre o início de Janeiro até finais de Abril apresentando frequentemente um pico em Março seguido de um declínio acentuado em Abril. Hassassein et al. (2009) referem ainda que durante este período de emergência, podem ocorrer até 3 gerações dependendo das condições climáticas no local.

Embora as capturas de Coleoptera indiquem que a floração em *A. longifolia* não tenha tido uma influência significativa sobre as comunidades de insectos pertencentes a esta ordem, as observações realizadas sugerem no entanto, que *Tropinota squalida* possa de facto contribuir para a polinização de *A. longifolia* dada a frequência e abundância com que foi observado nas suas inflorescências. As capturas deste coleóptero pelas pan traps revelam ainda, que em Março a sua presença na área de estudo é mais acentuada que em Abril.

4.3 Comparação da eficiência das técnicas de amostragem

Relativamente à eficiência de captura das três técnicas de amostragem, conclui-se existirem diferenças significativas para cada uma das cinco ordens em estudo. Verificou-se no entanto que as diferenças apontadas pelos testes estatísticos se deviam ao facto de uma das técnicas de amostragem se destacar ao ser mais ou menos eficiente que as restantes técnicas. Através da comparação das técnicas entre si, foi possível identificar que para as ordens com potencial para a polinização de *A. longifolia*: Hymenoptera - as capturas por pan traps mostraram um desempenho semelhante às armadilhas cromotrópicas; para Diptera - as capturas por pan traps mostraram um desempenho semelhante às capturas com rede e para Coleoptera - os testes estatísticos indicam que mediante um esforço de amostragem maior para a rede, esta técnica poderia vir a mostrar um desempenho semelhante às pan traps. Conclui-se por isto, que as capturas por pan traps permitiram obter uma amostra representativa destas três ordens em termos de abundância. Seria no entanto interessante avaliar também a eficiência destas técnicas de amostragem em termos de diversidade de espécies.

4.3.1 Capturas com rede

Não se verificaram diferenças nas capturas com rede entre os dois períodos do dia considerados, ou seja não existiu uma diferença significativa nos ritmos de actividade diária dos insectos entre os períodos em que se realizaram as capturas. Estudos semelhantes aconselham que a amostragem com rede seja realizada em dias amenos com temperaturas mínimas superiores a 15 °C, com vento fraco e ausência de chuva (Westphal et al. 2008), no entanto neste estudo a amostragem foi realizada por vezes em dias climaticamente pouco favoráveis, uma vez que o mês de Março foi caracterizado por baixas temperaturas, elevada precipitação e inclusivamente queda de granizo. Reconhece-se assim a influência das condições climáticas nos ritmos de actividade diária dos insectos e consequentemente nas suas capturas, razão pela qual não se terão registado diferenças significativas entre os dois períodos do dia.

4.3.2 Armadilhas cromotrópicas

Verificou-se existir diferenças significativas entre as capturas pelas duas cores amarelo e azul para as ordens em estudo à excepção de Coleoptera. Registou-se ainda um maior número de capturas pela cor amarela para as restantes ordens, à excepção de Diptera que apresenta um maior número de capturas pela cor amarela em Março e pela cor azul em Abril.

Relativamente às 3 ordens de potenciais polinizadores, registou-se para Hymenoptera e Diptera uma acentuada preferência pela cor amarela em detrimento da cor azul, o que está de acordo com os visitantes florais responderem às cores associadas às recompensas florais disponíveis (Leong e Thorp, 1999), sendo por isso indicativo do potencial destas ordens como polinizadores de *A. longifolia*. A ordem Coleoptera tendo sido capturada de forma semelhante pelas duas cores não aparenta ser influenciada pelo atractivo visual de *A. longifolia*.

4.3.3 Pan traps

Verificou-se não existir diferenças significativas entre as capturas das cinco ordens em estudo pelos dois tons de amarelo usados para as pan traps, ou seja a resposta dos insectos aos diferentes tons de amarelo foi semelhante.

4.4 Proposta de metodologia para a amostragem de polinizadores de *Acacia* spp

À semelhança de outros estudos (Campbell et al. 2007 e Westphal et al. 2008) o recurso a pan traps provou ser a técnica de amostragem com melhor desempenho, sendo capaz de capturar as três ordens de polinizadores de forma representativa e eficiente. Esta técnica proporciona ainda uma integridade dos indivíduos capturados que nenhuma das restantes técnicas permite. Embora as capturas por armadilhas cromotrópicas sejam significativamente superiores, a dificuldade em manusear estas armadilhas, exigindo o uso de solventes para retirar as capturas das armadilhas para identificação implica por vezes a sua destruição e uma logística morosa. O uso de técnicas de amostragem em transecto como as capturas com rede e a observação directa são influenciadas pelo colector/observador e por isso difíceis de standardizar, embora permitam conhecer com rigor as relações entre plantas e visitantes florais.

Como já foi referido, existe a necessidade de adoptar metodologias padrão para a monitorização de polinizadores. O uso de pan traps pela sua simplicidade e baixo custo proporcionam uma forma eficiente de amostrar a abundância relativa e riqueza de espécies de visitantes florais como apontado por Campbell et al. (2007). Por forma a complementar esta amostragem, recomenda-se ainda a realização de observações em transecto pela possibilidade de registar os visitantes florais, uma informação que é essencial em estudos desta natureza (Cane et al. 2001) permitindo assim a possibilidade de relacionar a abundância e riqueza de polinizadores com a produção de sementes, um aspecto fundamental no potencial de invasão de *Acacia* spp em Portugal (Marchante, H. 2001).

O que se pretende com esta proposta de metodologia é a possibilidade de vir a repetir este estudo para as diferentes espécies de acácias em Portugal por forma a compreender melhor que relações de mutualismo existem não só entre os polinizadores nativos mas também a restante entomofauna e o género *Acacia* que se encontra actualmente naturalizado em território nacional. Esta informação reveste-se de uma importância fundamental na avaliação do potencial de invasão de *Acacia* spp, e como tal necessária para qualquer futura gestão de controlo e erradicação deste género.

5. Conclusão e trabalhos futuros

Concluiu-se neste trabalho que *A. longifolia* apresenta uma grande diversidade de potenciais polinizadores de entre os quais se destacam várias espécies pertencentes à superfamília Apoidea (Hymenoptera), a família Bibionidae (Diptera) e *Tropinota squalida* (Coleoptera). Será por isso importante no futuro avaliar o seu contributo para a polinização de *A. longifolia* através da contagem de políades em cada um destes visitantes florais à semelhança de Alves et al. (2009), bem como avaliar a relação entre a polinização entomófila e a produção de sementes. Relativamente à restante entomofauna associada a *A. longifolia*, registou-se uma acentuada presença de espécies fitófagas pertencentes às ordens Hemiptera e Thysanoptera. Seria por isso interessante avaliar até que ponto poderão estas espécies afectar a fitness de *A. longifolia*, nomeadamente *A. uncatoides* (Hemiptera), Thripidae (Thysanoptera) e *Tropinota squalida* (Coleoptera).

A questão que veio a ganhar forma e acabou por se tornar a motivação para esta dissertação surgiu pela hipótese de *Acacia* spp estar a monopolizar os polinizadores nativos através do forte atractivo visual e recompensas de néctar extrafloral (ausentes da flora nativa) e impedir por isto a polinização da flora nativa, constituindo assim mais um mecanismo que está a facilitar a invasão dos nossos ecossistemas por este género.

Actualmente a competição por polinizadores é um tema que tem vindo a ganhar destaque especialmente no caso de invasões biológicas. De acordo com Jakobsson et al. (2008), existe uma necessidade de melhor compreender de que forma a introdução de espécies invasoras pode alterar as relações de mutualismo existentes entre a flora e fauna nativas. Ainda de acordo com este autor, uma vez que as plantas invasoras dependem dos polinizadores nativos é natural que exista um conflito quando estes polinizadores são partilhados e especialmente quando estas espécies invasoras são mais atractivas que a flora nativa como se verifica para o caso de *Acacia* spp. Brown et al. (2001) observou o potencial de espécies invasoras em reduzir a produção de sementes da flora nativa através da troca interespecífica de pólen numa situação em que as duas espécies partilhavam polinizadores e períodos de floração. Seria por isso importante avaliar este aspecto da invasão de *Acacia* spp em trabalhos futuros.

Referências Bibliográficas

- Aguiar, A.P. e Sharkov, A. 1997. Blue pan traps as a potential method for collecting Stephanidae (Hymenoptera) J. Hym Res. 6, 422-423.
- Aizen, M.A. e Feisinger, P. 1994. Habitat Fragmentation, Native Insect Pollinators, and Feral Honey Bees in Argentine 'Chaco Serrano'. Ecological Applications 4, 378 - 392.
- Almeida, J.D. e Freitas, H. 2006. Exotic naturalized flora of continental Portugal – A reassessment. Botanica Complutensis 30, 117-130.
- Alvarez, T. e Sanchez Casas, N. 1999. Sexual diet differences in *Glossophaga soricina* (Chiroptera: Phyllostomidae) from Mexico. Revista de Biología Tropical 47, 1129-1136.
- Alvarez, T. e Gonzalez, Q. 1969. Analysis polinico del contenido gastrico de murcielagos *Glossophaginae* de Mexico. Annales de la Escuela Naciona de Ciencias Biologicas de Mexico 18, 137-165.
- Alves, E.M.S. 2009. Biologia reprodutiva de *Acacia mearnsii* de wild. (Fabaceae) IV: visitantes florais. Rev. Árvore, Viçosa 33, 443-450.
- Austin, A.D., Yeates, D.K., Cassis, G., Fletcher, M.J., Salle, J.L., Lawrence, J.F., Mcquillan, P.B., Mound, L.A., Bickel, D.J., Gullan, P.J., Dinah, F.H., Gary, S.T. 2004. Insects 'Down Under' - Diversity, endemism and evolution of the Australian insect fauna: examples from select orders. Australian Journal of Entomology 43, 216-234.
- Avelar, D., Correia, A., Santos, M. e Domingos, S. 2007. Plano Estratégico do Concelho de Sintra face às Alterações Climáticas - Projecto SIAM Sintra.
- Baltazar, L. e Martins, C. 2005. Atlas do Parque Natural de Sintra-Cascais. ISBN 972-775-154-7.
- Banaszak, J. 1980. Studies on methods of censusing the numbers of bees (Hymenoptera, Apoidea). Polish Ecological Studies 6, 355-366.
- Baranelli, J.L., Cocucci, A.A., Anton, A.M. 1995. Reproductive biology in *Acacia caven* (Mol.) Mol. (Leguminosae) in central region of Argentina. Biological Journal of the Linnean Society 119, 65-76.
- Bernhardt, P.A. 1987. A comparison of the diversity, density, and foraging behavior of bees and wasps on Australian Acacia. Annals of the Missouri Botanical Garden 74, 42-50.

Bernhardt, P. e Walker, P. 1984. Bee foraging on three sympatric species of Australian Acacia. *International Journal of Entomology* 26, 322-330.

Bernhardt, P. e Walker, P. 1985. Insect foraging on *Acacia retinodes* var. *retinodes* in Victoria, Australia. *International Journal of Entomology* 27, 97-101.

Brown, B. e Mitchell, R. 2001. Competition for pollination: effects of pollen of an invasive plant on seed set of a native congener. *Oecologia* 129, 43-49.

Brown, B.V., Borkent, A., Cumming, J.M., Wood, D.M., Woodley, N.E. e Zumbado, M. (Eds) 2009. *Manual of Central America Diptera. Volume 1.* National Research Council of Canada: Ottawa. NRC Research Press, 714 p.

Buffington, M.L. e Redak, R.A. 1998. A comparison of vacuum sampling versus sweep-netting for arthropod biodiversity measurements in California coastal sage scrub. *Journal of Insect Conservation* 2, 99-106.

Callaway, R.M. e Aschehoug, E.T. 2000. Invasive plants vs. their new and old neighbours: a mechanism for exotic invasion. *Science* 290, 521-523.

Campbell, J.W. e Hanula, J.L. 2007. Efficiency of Malaise traps and colored pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. *Journal of Insect Conservation* 11, 399-408.

Cane, J.H. 2001. Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? *Conservation Ecology* 5. Disponível em <http://www.consecol.org/vol5/iss1/art3i>

Cane, J.H. e Tepedino, V.J. 2001. Causes and extent of declines among native North American invertebrate pollinators: Detection, evidence, and consequences. *Conservation Ecology* 5.

Castroviejo, S., Talavera, S., Aedo, C., Salgueiro, F.J. e Velayos, M. (Eds) 1999. *Flora iberica - Plantas vasculares de la Peninsula Iberica e Islas Baleares. Vol. VII(I) - Leguminosae (partim.)* Real Jardin Botanico. CSIC, Madrid.

Chen, T., Chu, C.C., Fitzgerald, G. Natwick, E.T. e Henneberry, T.J. 2004. Trap evaluations for thrips (Thysanoptera: Thripidae) and hoverflies (Diptera: Syrphidae). *Environ Entomol* 33, 1416-1420.

Chinery, M. 1997. *Field Guide to the Insects of Britain and Northern Europe.* Collins Field Guides. 3rd edition. ISBN: 0002199181

Chinery, M. 2007. Insects of Britain and Western Europe. Domino Guide. 2007. Revised edition. ISBN: 978-0713672398.

Committee on the Status of Pollinators in North America, National Research Council. 2007. Status of Pollinators in North America. ISBN-13: 978-0-309-10289-6.

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. e Van Den Belt, M. 1997. The value of the world's services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.

Coulson, R.N. e Witter, J.A. 1984. *Forest Entomology: Ecology and Management*. John Wiley and Sons, N.Y. 669 pp.

Cronk, C.B. & Fuller, J.L. (Eds) 1995. *Plant Invaders: The Threat to Natural Ecosystems*. Chapman and Hal, London, UK. World Wildlife Fund, UNESCO, and Royal Botanic Gardens, Kew, UK.

D'arcy - Burt, S. and Blackshaw, R.P. 1991. Bibionids (Diptera: *Bibionidae*) in agricultural land: a review of damage, benefits, natural enemies and control. *Annals of Applied Biology* 118, 695-708.

Dafni A., Bernhardt, P., Shmida, A., Iyri, B.Y., Greenbaum, S., O'Toole, Ch. e Losito, L. 1990. Red bowl - shaped flowers: convergence for beetle pollination in the Mediterranean region. *Israel Journal of Botany* 39, 81-92.

Daily, G.C., Alexander, S., Ehrlich, P.R., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P.A., Mooney, H.A., Postel, S., Schneider, S.H., Tilman, D. e Woodwell, G.M. 1997. *Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems*. *Ecology*, No. 2. A publication of the Ecological Society of America.

Davies, J.G., Stork, N.E., Brendell, M.J.D. e Hine, S.J. 1997. Beetle species diversity and faunal similarity in Venezuelan rainforest tree canopies. pp. 85-103 In: *Canopy Arthropods*. Chapman & Hall, London, UK.

Dennill, G.B., Donnelly, D., Stewart, K., Impson, F.A.C., 1999. Insect agents used for the biological control of Australian Acacia species and *Paraserianthes lophanta* (Willd.) Nielsen (Fabaceae) in South Africa. *African Entomology Memoir [Biological Control of Weeds in South Africa (1990-1998)]* 1, 45-54.

Díaz, J.F., Beiras, M.B., Díaz, R.F., Fernández, J.S. and Fraga M.S. 2007. *Plantas invasoras de galicia. Biología, distribución e métodos de control*. Dirección Xeral Conservación da natureza, 199pp.

Domènech, R., Vilà, M., Gestí, J. e Pino, J. 2005. Historical and-use legacy and *Cortaderia selloana* invasion in the Mediterranean region – Global Change Biology 11: 1054- 1064.

Elorza, M.S., Sánchez, E.D.D., Vesperinas, E.S., 2004. Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, Spain.

Emeny, J., Duff, G., Simmons, D. e Wallis, A. 2006. Investigating the distribution of *Acacia longifolia* ssp *sophorae* in south-west Victoria using satellite remote sensing and GIS. Plant Protection Quarterly. 21, 30-38.

Fernandes, Manuel, J. S. M. 2008. Recuperação ecológica de áreas invadidas por *Acacia dealbata* link no vale do rio Gerês: Dissertação apresentada na universidade de trás-os-montes e alto douro para a obtenção do grau de mestre, na especialização em gestão de recursos naturais do mestrado em instrumentos e técnicas de apoio ao desenvolvimento rural. Vila Real.

Flanagan, R.J., Mitchell, R.J. e Karron, J.D. 2010. Increased relative abundance of an invasive competitor for pollination, *Lythrum salicaria*, reduces seed number in *Mimulus ringens*. Oecologia 164, 445-454 .

Fleming, P.A., Hofmeyr, S.D. e Nicolson, S.W. 2007. Role of insects in the pollination of *Acacia nigrescens* (Fabaceae). South African Journal of Botany, 73, 49-55.

Footitt, R.G. e Adler, P.H. 2009. Insect biodiversity: science and society. Blackwell Publishing Ltd. ISBN: 978-1-405-15142-9

Frankie, G.W., Thorp, R.W., Newstrom-Lloyd, L.E. Rizzardi, M.A., Barthell, J.F., Griswold, T.L., Kim, J.Y. e Kappagoda, S. 1998. Monitoring solitary bees in modified wildland habitats: implications of bee ecology and conservation. Environmental Entomology 27, 1137–1148.

Freeman, P. e Lane, R. P. 1985. Bibionid and scatopsid flies. Diptera: *Bibionidae* & *Scatopsidae*. Handbooks for the Identification of British Insects, Royal Entomological Society, UK 74pp.

Fuentes-Ramírez, A., Pauchard, A., Cavieres, L.A. & García, R.A. 2011. Survival and growth of *Acacia dealbata* vs. native trees across an invasion front in south-central Chile. Forest Ecology and Management 261, 1003-1009.

George, N., Byrne, M. e Yan, G. 2009. Observations of the reproductive biology of *Acacia saligna* (Labill.) H.L. Wendl. Journal of the Royal Society of Western Australia 92, 5–14.

Ghazoul, J. 2004. Alien abduction: disruption of native plant-pollinator interactions by invasive species. *Biotropica* 36, 156–164.

Gibson, M.R., Richardson, D.M., Marchante, E., Marchante, H., Rodger, J.G., Stone, G.N., Byrne, M., Fuentes-Ramírez, A., George, N., Harris, C., Johnson, S.D., Roux, J.J.L., Miller, J.T., Murphy, D.J., Pauw, A., Prescott, M.N., Wandrag, E.M. e Wilson, J.R.U. 2011. Reproductive biology of Australian acacias: important mediator of invasiveness?. *Diversity and Distributions* 17, 911–933.

Halstead, A.J. 1992. A psyllid pest of Acacia new to Britain. *British Journal of Entomology and Natural History*. Vol. 5, Part 2. August. ISSN 0952-7583.

Hassassein, A.M.A. e Salman, A.M.A. 2009. Susceptibility of Rose (*Rosa* spp.) to Infestation by the Pubescent Rose Chafer, *Tropinota squalida* (Scop.) and its Relationship with Rose Cultivars and Climatic Changes in Southern Egypt. *American-Eurasian Journal of Agriculture and Environmental Science* 6, 642-650.

Henri Goulet e John T. Huber. 1993. Hymenoptera of the world: An identification guide to families. Research Branch, Agriculture Canada. Public Works Government Services

Hill, R. 2005. Prospects for the Biological Control of Sydney Golden Wattle *Acacia longifolia*, using *Trichilogaster acaciaelongifoliae* and *Melanterius ventralis*. Landcare Research Contract Report: LC0506/009.

Hocking B. 1970. Insect associations with the swollen thorn *Acacia* species. *Transactions of the Royal Entomological Society of London* 122, 211 - 255.

Holmes, P. 1990. Dispersal and predation of alien *Acacia* seeds: effects of season and invading stand density. *South African Journal of Botany* 56, 428-434.

Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade - Portal Parque Natural Sintra-Cascais, consultado em 2011. Disponível em www.icnb.pt

Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade 2009. Parque Natural de Sintra Cascais - Plano Prévio de Intervenção em Incêndios Rurais. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

Jakobsson, A., Padron, B. & Traveset, A. 2008. Pollen transfer from invasive *Carpobrotus* spp. to natives - A study of pollinator behaviour and reproduction success. *Biological Conservation* 141, 136-145.

Jakobsson, A., Padrón, B. e Traveset, A. 2009. Competition for Pollinators between Invasive and Native Plants: Effects of Spatial Scale of Investigation. *Ecoscience* 16, 138-141.

Janzen D.H. 1974. Swollen-thorn acacias of Central America. *Smithsonian Contributions to Botany* 13, 1 - 131.

Janzen, D.H. 1973. Sweep samples of a tropical foliage insects: descripton of study sites, with data on species abundances and size distributions. *Ecology* 54, 590-664

Janzen, D.H. e Schoener, T.W. 1968. Differences in insect abundance and diversity between wetter and drier sites during a tropical dry season. *Ecology* 49, 96-110.

Kearns, C.A. e Inouye, D.W. 1993. Techniques for pollination biologists. University Press of Colorado, Niwot, Colorado, USA.

Kearns, C.A., Inouye, D.W. e Waser, N.M. 1998. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, 83-112.

Kenrick, J. 2003 Review of pollen-pistil interaction and their relevance to reproductive biology of Acacia. *Australian Systematic Botany* 16, 119-130.

Kenrick, J. e Knox, R. B. 1982 Function of the polyad in reproduction of Acacia. *Annals of Botany* 50, 721-727

Kenrick, J., Knox, R. B. 1989 Pollen-Pistil interactions in Leguminosae (Mimosoideae) In *Advances in legume biology. Monograph in systematic botany from the Missouri Botanical Garden*, no. 29. C. H. Stirton, J. L. Zaruchi (Eds) pp. 127-156.

Kirk, W.D.J. 1984. Ecologically selective souloured traps. *Ecol Entomol* 9:35-41

Knox, R.B., Kenrink, J., Bernhardt, P., Marginson, R., Beresford, G., Baker, I. e Baker, H.G. 1985. Extrafloral Nectaries as Adaptations for Bird Pollination in *Acacia terminalis*. *American Journal of Botany* 72, 1185-1196

Koehler, C.S., Moore, W.S. e Coate, B. 1983. Resistance of Acacia to the Acacia Psyllid, *Psylla uncatoides*. University of California. Journal of Environmental Horticulture 1, 65-67.

Kruger, O. e McGavin, G. 1997. The insect fauna of Acacia species in Mkomazi Game Reserve, north-east Tanzania. Ecological Entomology 22, 440-444

Kwapong, P.K. Nuttman, C., Combey, R., Willmer, P. e Potts, S.G. 2010. A standardized method for assessing insect pollinator biodiversity in tropical forests and agro-ecosystems. African Journal of Ecology (In Press) Jan. 2010.

Laerd Statistics. SPSS Tutorials and Statistical Guides. Lund Research Ltd 2012 Disponível em: <https://statistics.laerd.com/index.php>. Consultado em Março de 2012.

Lake, J.C. e Leishman, M.R. 2004 Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. Biological Conservation 117, 215-226.

Laubertie, E.A. Wratten, S.D. e Sedcole, J.R. 2006. The role of odour and visual cues in the pan - trap catching of hoverflies (Diptera: Syrphidae). Annals of Applied Biology 148, 173 - 178.

Le buhn, G., Griswold, T. Minckley, R., Droege, S., Roulston, T., Cane, J., Parker, F., Buchman, S., Tepedino, V., Williams, N., Kremen, C. e Messenger, O. 2003. A standardized method for monitoring bee populations - The Bee Inventory (BI) Plot.

Le Maitre, D. C., Gaertner, M., Marchante, E., Ens, E.-J., Holmes, P. M., Pauchard, A., O'Farrell, P. J., Rogers, A. M., Blanchard, R., Blignaut, J. and Richardson, D. M. 2011. Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration. Diversity and Distributions 17, 1015-1029.

Leksono. A.S., Takada, K., Koji, S., Nakagoshi, N., Anggraeni, T. e Nakamura, K. 2005. Vertical and seasonal distribution of flying beetles in a suburban temperate deciduous forest collected by water pan trap. Insect Science 12, 199-206.

Leong, J.M. e Thorp, R.W. 1999. Colour-coded sampling: the pan trap colour preferences of oligolectic and nonoligolectic bees associated with a vernal pool plant. Ecological Entomology 24, 329-335.

Levine, J.M. Montserrat, V., D'Antonio, C.M., Dukes, J.S., Grigulis, K. e Lavorel, S. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions – The Royal Society review. Proceedings of the Royal Society 270: 775- 781.

Levine, J.M., Adler, P.B. e Yelenik, S.G. 2004. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions – Ecology Letters 7, 975-989.

Lewis, T. e Smith, B.D. 1969. The insect faunas of pear and apple orchards and the effect of windbreaks on their distribution. Annals of Applied Biology 64, 11–20.

Lorenzo, P., Gonzalez, L. e Reigosa, M.J. 2010. The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. Annals of Forest Science, 67, 1–11.

MacLeod, A. 1999. Attraction and retention of *Episyrphus balteatus* DeGeer (Diptera: Syrphidae) at an arable field margin with rich and poor floral resources. Agric Ecosyst Environ 73, 237–244.

Malumphy, C., Reid, S. e Moran H. 2007. Acacia sucker - *Acizzia uncatoides*. Central Science Laboratory. Sand Hutton, York.

Manchester Metropolitan University. Analyse this! - Learning to analyse data. Learn Higher. Disponível em: <http://learnhigher.ac.uk/analysethis/index.html>. Consultado em Março 2012.

Marchante, E. 2007. Invasion of Portuguese coastal dunes by *Acacia longifolia*: impacts on soil ecology. Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra para obtenção do grau de Doutor em Biologia, especialidade de Ecologia. Coimbra.

Marchante, E. e Marchante, H. 2005. Plantas invasoras em Portugal: fichas de identificação de espécies invasoras - *Acacia saligna*, Coimbra. Disponível em: <http://www1.ci.uc.pt/invasoras/files/15acacia-de-espigas.pdf>

Marchante, E. e Marchante, H. 2005. Plantas invasoras em Portugal: fichas de identificação de espécies invasoras - *Acacia longifolia*, Coimbra. Disponível em: <http://www1.ci.uc.pt/invasoras/files/15acacia-de-espigas.pdf>

Marchante, E., Kjølner, A., Struwe, S. e Freitas, H. 2009. Soil recovery after removal of the N₂-fixing invasive *Acacia longifolia*: consequences for ecosystem restoration. Biological Invasions 11, 813-823

Marchante, E., Kjølner, A., Struwe, S. e Freitas, H. 2008. Short- and long-term impacts of *Acacia longifolia* invasion on the belowground processes of a Mediterranean coastal dune ecosystem. Applied Soil Ecology 40, 210-217.

Marchante, H. 2001. Invasão dos ecossistemas dunares portugueses por *Acacia*: uma ameaça para a biodiversidade nativa, Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra.

Marchante, H. 2011. Invasion of Portuguese dunes by *Acacia longifolia*: present status and perspectives for the future. Dissertação de Doutoramento na área científica de Biologia, especialidade Ecologia, apresentada à Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra. Coimbra

Marchante, H. Campelo F. e Freitas, H. 1999. Ecologia do género *Acacia* nos ecossistemas dunares portugueses. Ed. SPCF/ADERE. 1º Encontro sobre Invasoras Lenhosas. Gerês.

Marchante, H., Freitas, H. e Hoffmann, J.H. 2011. Assessing the suitability and safety of a well-known bud-galling wasp, *Trichilogaster acaciaelongifoliae*, for biological control of *Acacia longifolia* in Portugal. Biological Control 56, 193-201.

Marchante, H., Freitas, H. & Hoffmann, J.H. 2010. Seed ecology of an invasive alien species, *Acacia longifolia* (Fabaceae), in Portuguese dune ecosystems. American Journal of Botany 97, 1780-1790.

Marchante, H., Marchante, E. e Freitas, H. 2003. Invasion of the Portuguese dune ecosystems by the exotic species *Acacia longifolia* (Andrews) Willd.: effects at the community level. Plant Invasions Ecological Threats and Management Solutions 75-85.

Marchante, H.S. 2001. Invasão dos ecossistemas dunares portugueses por *Acacia*: uma ameaça para a biodiversidade nativa, Dissertação para obtenção do grau de mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra.

Maslin, B. 2011. Acacia and the IBC. Australasian Systematic Botany Society Newsletter 146. Disponível em <http://www.worldwidewattle.com>

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-Being. A Framework for Assessment, World Resources Institute, Washington, DC: Island Press.

Milton, S.J. e Moll, E.J. 1982. Phenology of Australian acacias in the S.W. Cape, South Africa, and its implications for management. Botanical Journal of the Linnean Society 84, 295-327.

Ministério da Agricultura Português, 1937. Decreto-Lei n.º 28:039 de 14 de Setembro de 1937. Diário do Governo n.º 215 - Série I - 1937-09-14.

Ministério da Agricultura Português, 1937. Lei n.º 1:951 de 9 de Março de 1937. Diário do Governo n.º 56 - Série I - 1937-03-09.

Ministério do Ambiente Português, 1999. Decreto-Lei n.º 565/99 de 21 de Dezembro.- Diário da República - I Série -A N.º 295 - 21-12-1999: 9100-9114.

Molina, J.M. 2001. Incidencia de *Tropinota squalida* (Socopoli, 1873) (Coleoptera: Scarabeidae) en el cultivo del arándano.

Mooney, H.A. e Pejchar, L. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. Trends in Ecology and Evolution Vol.24, 9, 497-504.

Morais, M.C. e Freitas, H. 2008. Phenological patterns of two *Acacia longifolia* (Andrews) Willd. communities of central Portugal. In: Pyšek, P., Pergl, J. (Eds.), NEOBIOTA: Towards a Synthesis. 5th European Conference on Biological Invasions. Institute of Botany Pruhonice, Academy of Sciences, Prague (Czech Republic), p. 203.

Morgan A., Carthew S.M. e Sedgley M. 2002. Breeding system, reproductive efficiency and weed potential of *A. baileyana*. Australian Journal of Botany 50, 357-364.

Mound, L. 2011. Australian *Acacia Thrips*. CSIRO Entomology Australia, Canberra. Disponível em: <http://www.ento.csiro.au/thysanoptera/Acacia/AcaciaThrips.html>

Paiva J. 1999. *Acacia*. In: Castroviejo S., Talavera S., Aedo C., Salgueiro F.J. and Velayos M. (eds) Flora Iberica-Plantas Vasculares de la Península Iberica e Islas Baleares Leguminosae (partim), Vol. VII(I), pp 11-25, Real Jardín Botánico CSIC, Madrid, Spain.

Pestana, D.D. e Velosa, S.F. 2010. Introdução à Probabilidade e à Estatística. Fundação Calouste Gulbenkian. Av. de Berna, Lisboa. ISBN: 978-972-31-1150-7.

Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Quynh, T., Saltman, T. e Cliff, B. 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. BioScience 47, 747-757

Potts, S.G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G., O'Toole, C., Roberts, S. e Willmer, P. 2003. Response of plant-pollinator communities following fire: changes in diversity, abundance and reward structure. Oikos 101, 103-112.

Prescott, M.N. 2005. The pollination ecology of a south-eastern Australia *Acacia* community. Unpublished PhD thesis, Oxford University.

Radford, I. J., Nicholas, M., Tiver, F., Brown, J. e Kriticos, D. 2002. Seedling establishment, mortality, tree growth rates and vigour of *Acacia nilotica* in different *Astrebla* grassland habitats: Implications for invasion. *Austral Ecology* 27, 258–268.

Raine, N. E. 2001. The pollination ecology of a Mexican *Acacia* community, PhD Thesis, University of Oxford, UK.

Raine, N. E., Willmer, P.G. e Stone, G. N. 2002. Spatial structuring and floral avoidance behaviour prevent ant-pollination conflict in a Mexican ant-acacia. *Ecology* 83, 3086-3096.

Raju, A.J.S. e Rao, S.P. 2002. Pollination ecology and fruiting behaviour in *Acacia sinuata* (Lour.) Merr. (Mimosaceae), a valuable non-timber forest plant species, *Current Science* 82, 1466–1471.

Rascher, K. G., Große-Stoltenberg A., Máguas, C., Meira-Neto, J. A. A., Werner, C. 2011. *Acacia longifolia* invasion impacts vegetation structure and regeneration dynamics in open dunes and pine forests. In: *Biological Invasions* 13, 1099-1113.

Resh, V.H. e Cardé, R.T. 2009. *Encyclopedia of Insects* 2nd Edition. Elsevier Inc ISBN: 978-0-12-374144

Richardson, D.M. Allsopp, N., D'Antonio, C.M., Milton, S.J. e Rejmanek, M. 2000. Plant invasions - the role of mutualisms. *Biological Reviews* 75, 65-93

Ruas, S. 2010. Invasão por *Acacia saligna*: impactes na vegetação e interações com Formicidae. Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Ecológica

D'Arcy-Burt, S. e Blackshaw, R.P. 1987. Effects of trap design on catches of grassland *bibionidae* (diptera: nematocera). *Bulletin of Entomological Research* 77, 309-315.

Samuels, M.L., Witmer, J.A. e Schaffner, A.A. 2012. *Statistics for the Life Sciences*. Prentice Hall - Pearson Education Inc. 4th edition ISBN: 978-0-321-65280-5

Scudder, Geoffrey G.E. e Cannings, Robert A. 2005. *The Coleoptera Families of British Columbia*. British Columbia Ministry of Forests, Land and Natural Resources Operations.

Sedgley, M., Harbard, J., Smith, R.M.M., Wickneswari, R. e Griffin, A.R. 1992. Reproductive-Biology and Interspecific Hybridization of *Acacia mangium* and *Acacia auriculiformis* A. Cunn. ex Benth (Leguminosae, Mimosoideae) . *Australian Journal of Botany* 40 , 37–48.

- Sedgley, M. 1985. Some effects of temperature and light on floral initiation and development in *Acacia pycnantha*. Australian Journal of Plant Physiology 12, 109–118.
- Silva, J.S., Vaz, P., Moreira, F., Catry, F. e Rego F.C. 2011. Wildfires as a major driver of landscape dynamics in three fire-prone areas of Portugal. Landscape and Urban Planning 101, 349–358.
- Southwood, T.R.E. (1978) Ecological methods, with particular reference to the study of insect populations. Chapman and Hall, London.
- Southwood, T.R.E. e Henderson, P.A. (2000) Ecological methods. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Steffan-Dewenter, I. 2003. Importance of habitat area and landscape context for species richness of bees and wasps in fragmented orchard meadows. Conservation Biology 17, 1036–1044.
- Steffan-Dewenter, I., Potts, S.G. e Packer, L. 2005. Pollinator diversity and crop pollination services are at risk. Trends in Ecology and Evolution 20, 651–652.
- Stephen, W.P. e Rao, S. 2005. Unscented color traps for non-*Apis* bees (Hymenoptera: *Apiformes*). Journal of the Kansas Entomological Society 78:373–380.
- Stone, G.N., Willmer, P.G. e Rowe, J.A. 1998. Partitioning of pollinators during flowering in an African *Acacia* community. Ecology 79, 2808–2827.
- Stone, G.N., Raine, N.E., Prescott, M. e Willmer, P.G. 2003. Pollination ecology of acacias (Fabaceae, Mimosoideae). Australian Systematic Botany 16, 103–118.
- Stork, N. 1997. Measuring global biodiversity and its decline. In: Biodiversity II: understanding and protecting our biological resources. Henry Press, Washington D.C., USA.
- Stout, J.C. e Morales, C.L. 2009. Ecological impacts of invasive alien species on bees. Apidologie 40, 388–409.
- Sutherland, W.J. 2006. Ecological census techniques: a handbook. Cambridge University Press, Cambridge, UK. ISBN: 978-0521606363.
- Tandon, R., Shivanna, K. R. e Mogan Ram H. Y. (2001) Pollination biology and breeding system of *Acacia senegal*. Botanical Journal of the Linnean Society 135, 251–262.

Torrinha, A.M.S. 2005. Contributo para o estudo ecológico das sementes da espécie invasora *Acacia longifolia* (Andrews) Willd. na Reserva Natural das Dunas de S. Jacinto & Proposta de material de educação ambiental sobre invasões biológicas. Relatório final de curso, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra.

Tybirk, K. 1989. Flowering, pollination and seed production of *Acacia nilotica*. Nordic Journal of Botany 9, 375-381.

Tybirk, K. 1993. Pollination, breeding system and seed abortion in some African acacias. Botanical Journal of the Linnean Society. Volume 112, Issue 2, pages 107-137.

Tybirk K. 1997. Reproductive biology and evolution of the genus *Acacia*. International Group for the Study of Mimosoideae 20, 45-53.

Tybirk, K. e Jorgensen, A. 1994. Floral biology and pollination of some African acacias and *Faidherbia albida*. In Seyani, J.H. and A.C. Chikuni (eds). Proc. 13. Plenary meeting AETFAT, Malawai, Vol. 1, 589-602.

Vitousek, P.M. D'Antonio, C.M. Loope, L.L. Rejmánek, M. e Westbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change – New Zealand Journal of Ecology 21, 1 -16.

Westphal, C. Bommarco, R., Carre, G., Lamborn, E., Morrison, N., Petanidou, T., Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Szentgyorgyi, H., Tscheulin, T., Vaissiere, B.E., Woyciechowksy, M., Biesmeijer, J.C., Kunin, W.E., Settele, J. e Steffan-Dewenter, I. 2008. Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. Ecological Monographs 78, 653-671 .

Williams, I.H., Corbet, S.A. e Osborne, J.L. 1991. Beekeeping, wild bees and pollination in the European Community. Bee World 72, 170-180.

Williams, N.M., Minckley, R.L. e Silveira, F.A. 2001. Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes. Conservation Ecology 5:7. Disponível em <http://www.consecol.org/vol5/iss1/art7/i>

Willson, M.F. e Traveset, A. 2000. The ecology of seed dispersal. In Fenner, M. (Ed) Seeds: the ecology of regeneration in plant communities, 85 – 110. CABI Publishing, Wallingford, UK.

Young, T.P., Stubblefield, C.H. e Isbell, L.A. 1997. Ants on swollen thorn acacias: Species coexistence in a simple system. Oecologia 109, 98-107.

http://www.issg.org/database/species/distribution_detail.asp?si=1662&di=53074&sts=sss&lang=EN

<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=1662&fr=1&sts=sss&lang=EN>

<http://www.worldwidewattle.com/speciesgallery/longifolia.php>

ANEXOS

ANEXO I - Datas de amostragem

A amostragem referente à floração (Março) e pós-floração (Abril) de *A. longifolia* contou com cinco períodos de amostragem em cada mês, cada um com uma duração de 48 horas.

Março

M1 - 10 a 12 de Março

M2 - 15 a 17 de Março

M3 - 17 a 19 de Março

M4 - 22 a 24 de Março

M5 - 24 a 26 de Março

Abril

A1 - 1 a 3 de Abril

A2 - 5 a 7 de Abril

A3 - 13 a 15 de Abril

A4 - 19 a 21 de Abril

A5 - 27 a 29 de Abril

ANEXO II - Testes estatísticos referentes à comparação entre períodos de amostragem

Hymenoptera

Tabela 1 - Testes de Normalidade para as capturas de Hymenoptera

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Capturas Hymenoptera	,179	60	,000	,845	60	,000

a. Lilliefors Significance Correction

Tabela 2 - Testes de Normalidade para as capturas de Hymenoptera após transformação em \log_{10}

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Log Capturas	,069	60	,200*	,972	60	,182

a. Lilliefors Significance Correction

*. This is a lower bound of the true significance.

Tabela 3 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Hymenoptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
,000	1	58	,996

Tabela 4 - Resultados do teste ANOVA para Hymenoptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,839	1	,839	4,062	,048
Within Groups	11,980	58	,207		
Total	12,819	59			

Diptera

Tabela 5 - Testes de Normalidade para as capturas de Diptera

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Capturas Diptera	,251	60	,000	,664	60	,000

a. Lilliefors Significance Correction

Tabela 6 - Testes de Normalidade para as capturas de Diptera após transformação em \log_{10}

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Log Capturas	,065	60	,200*	,982	60	,535

a. Lilliefors Significance Correction

*. This is a lower bound of the true significance.

Tabela 7 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Diptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
3,383	1	58	,071

Figura 8 - Resultados do teste ANOVA para Diptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,072	1	,072	,413	,523
Within Groups	10,104	58	,174		
Total	10,176	59			

Coleoptera

Tabela 9 - Testes de Normalidade para as capturas de Coleoptera

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Capturas Coleoptera	,208	60	,000	,754	60	,000

a. Lilliefors Significance Correction

Tabela 10 - Testes de Normalidade para as capturas de Coleoptera após transformação em \log_{10}

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Log Capturas	,083	60	,200 [*]	,964	60	,074

a. Lilliefors Significance Correction

*. This is a lower bound of the true significance.

Tabela 11 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Coleoptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
,292	1	58	,591

Tabela 12 - Resultados do teste ANOVA para Coleoptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,016	1	,016	,053	,819
Within Groups	17,823	58	,307		
Total	17,839	59			

Hemiptera

Tabela 13 - Testes de Normalidade para as capturas de Hemiptera

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Capturas Hemiptera	,344	60	,000	,401	60	,000

a. Lilliefors Significance Correction

Tabela 14 - Testes de Normalidade para as capturas de Hemiptera após transformação em \log_{10}

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Log Capturas	,062	60	,200*	,984	60	,599

a. Lilliefors Significance Correction

*. This is a lower bound of the true significance.

Tabela 15 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Hemiptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
,027	1	58	,870

Tabela 16 - Resultados do teste ANOVA para Hemiptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	8,129	1	8,129	23,042	,000
Within Groups	20,462	58	,353		
Total	28,592	59			

Thysanoptera

Tabela 17 - Testes de Normalidade para as capturas de Thysanoptera

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Capturas Thysanoptera	,337	60	,000	,525	60	,000

a. Lilliefors Significance Correction

Tabela 18 - Testes de Normalidade para as capturas de Thysanoptera após transformação em \log_{10}

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Log Capturas	,158	60	,001	,877	60	,000

a. Lilliefors Significance Correction

Tabela 19 - Testes de Normalidade para as capturas de Thysanoptera após transformação em raiz quadrada

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Raiz ^2 Capturas	,293	60	,000	,724	60	,000

a. Lilliefors Significance Correction

Tabela 20 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para Thysanoptera

Ranks				Test Statistics ^{a,b}	
	Mês	N	Mean Rank		Capturas Thysanoptera
Capturas Thysanoptera	Março	30	32,72	Chi-Square	,971
	Abril	30	28,28	df	1
	Total	60		Asymp. Sig.	,324

a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable:
Mês

Ainda para Thysanoptera, se excluirmos as capturas por Rede e Pan Traps, uma vez que juntas constituem apenas 1.37% das capturas de Thysanoptera, obtemos para as capturas para as Armadilhas Cromotrópicas:

Tabela 21 - Testes de Normalidade para as capturas de Thysanoptera e após transformação em \log_{10}

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Capturas Thysanoptera	,214	20	,017	,803	20	,001
Log Capturas	,095	20	,200 [*]	,970	20	,755

a. Lilliefors Significance Correction

*. This is a lower bound of the true significance.

Tabela 22 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Thysanoptera após transformação em \log_{10}

Test of Homogeneity of Variances

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
,110	1	18	,744

Tabela 23 - Resultados do teste ANOVA para Thysanoptera após transformação em \log_{10}

ANOVA

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	2,237	1	2,237	18,612	,000
Within Groups	2,163	18	,120		
Total	4,400	19			

ANEXO III - Testes estatísticos referentes à comparação entre técnicas de amostragem

Hymenoptera

Tabela 1 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Hymenoptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
1,824	2	57	,171

Tabela 2 - Resultados do teste ANOVA para Hymenoptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	4,342	2	2,171	14,600	,000
Within Groups	8,476	57	,149		
Total	12,819	59			

Tabela 3 - Resultados do teste Tukey para Hymenoptera após transformação em \log_{10}

Multiple Comparisons

Log Capturas
Tukey HSD

(I) Tipo Armadilha	(J) Tipo Armadilha	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
Pan Trap	Net Sweeping	,56159674*	,12194543	,000	,2681450	,8550484
	Cromotrópica	-,01774796	,12194543	,988	-,3111997	,2757037
Net Sweeping	Pan Trap	-,56159674*	,12194543	,000	-,8550484	-,2681450
	Cromotrópica	-,57934470*	,12194543	,000	-,8727964	-,2858930
Cromotrópica	Pan Trap	,01774796	,12194543	,988	-,2757037	,3111997
	Net Sweeping	,57934470*	,12194543	,000	,2858930	,8727964

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Diptera

Tabela 4 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Diptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
3,888	2	57	,026

Tabela 5 - Resultados do teste Welch para Diptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Statistic ^a	df1	df2	Sig.
Welch	27,000	2	34,900	,000

a. Asymptotically F distributed.

Tabela 6 - Resultados do teste Tukey para Diptera após transformação em \log_{10}

Multiple Comparisons

Log Capturas
Games-Howell

(I) Tipo Armadilha	(J) Tipo Armadilha	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
Pan Trap	Net Sweeping	,15203789	,08595442	,198	-,0600614	,3641372
	Cromotrópica	-,54617728*	,08308899	,000	-,7509246	-,3414299
Net Sweeping	Pan Trap	-,15203789	,08595442	,198	-,3641372	,0600614
	Cromotrópica	-,69821517*	,10430948	,000	-,9526282	-,4438022
Cromotrópica	Pan Trap	,54617728*	,08308899	,000	,3414299	,7509246
	Net Sweeping	,69821517*	,10430948	,000	,4438022	,9526282

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Coleoptera

Tabela 7 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Coleoptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
1,867	2	57	,164

Tabela 8 - Resultados do teste ANOVA para Coleoptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	7,936	2	3,968	22,837	,000
Within Groups	9,904	57	,174		
Total	17,839	59			

Tabela 9 - Resultados do teste Tukey para Hymenoptera após transformação em \log_{10}

Multiple Comparisons

Log Capturas
Tukey HSD

(I) Tipo Armadilha	(J) Tipo Armadilha	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
Pan Trap	Net Sweeping	,31875551*	,13181424	,049	,0015553	,6359557
	Cromotrópica	-,56102297*	,13181424	,000	-,8782231	-,2438228
Net Sweeping	Pan Trap	-,31875551*	,13181424	,049	-,6359557	-,0015553
	Cromotrópica	-,87977847*	,13181424	,000	-1,1969786	-,5625783
Cromotrópica	Pan Trap	,56102297*	,13181424	,000	,2438228	,8782231
	Net Sweeping	,87977847*	,13181424	,000	,5625783	1,1969786

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Referente apenas ao mês de Março para as armadilhas cromotrópicas:

Tabela 10 - Resultados do teste Tukey para Coleoptera após transformação em \log_{10}

Multiple Comparisons

Log Capturas
Tukey HSD

(I) Tipo Armadilha	(J) Tipo Armadilha	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
Pan Trap	Net Sweeping	,22505087	,20970793	,538	-,2949027	,7450044
	Cromotrópica	-,62069680*	,20970793	,017	-1,1406504	-,1007432
Net Sweeping	Pan Trap	-,22505087	,20970793	,538	-,7450044	,2949027
	Cromotrópica	-,84574767*	,20970793	,001	-1,3657012	-,3257941
Cromotrópica	Pan Trap	,62069680*	,20970793	,017	,1007432	1,1406504
	Net Sweeping	,84574767*	,20970793	,001	,3257941	1,3657012

* The mean difference is significant at the 0.05 level.

Referente apenas ao mês de Abril para as armadilhas cromotrópicas:

Tabela 11 - Resultados do teste Tukey para Coleoptera após transformação em \log_{10}

Multiple Comparisons

Log Capturas
Tukey HSD

(I) Tipo Armadilha	(J) Tipo Armadilha	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
Pan Trap	Net Sweeping	,41246014	,16910462	,055	-,0068209	,8317411
	Cromotrópica	-,50134913*	,16910462	,017	-,9206301	-,0820681
Net Sweeping	Pan Trap	-,41246014	,16910462	,055	-,8317411	,0068209
	Cromotrópica	-,91380927*	,16910462	,000	-1,3330903	-,4945283
Cromotrópica	Pan Trap	,50134913*	,16910462	,017	,0820681	,9206301
	Net Sweeping	,91380927*	,16910462	,000	,4945283	1,3330903

* The mean difference is significant at the 0.05 level.

Hemiptera

Tabela 12 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Hemiptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
2,216	2	57	,118

Tabela 13 - Resultados do teste ANOVA para Hemiptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	8,044	2	4,022	11,157	,000
Within Groups	20,548	57	,360		
Total	28,592	59			

Tabela 14 - Resultados do teste Tukey para Hemiptera após transformação em \log_{10}

Multiple Comparisons

Log Capturas
Tukey HSD

(I) Tipo Armadilha	(J) Tipo Armadilha	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
Pan Trap	Net Sweeping	-,47793294*	,18986567	,038	-,9348291	-,0210367
	Cromotrópica	-,89620989*	,18986567	,000	-1,3531061	-,4393137
Net Sweeping	Pan Trap	,47793294*	,18986567	,038	,0210367	,9348291
	Cromotrópica	-,41827695	,18986567	,079	-,8751731	,0386193
Cromotrópica	Pan Trap	,89620989*	,18986567	,000	,4393137	1,3531061
	Net Sweeping	,41827695	,18986567	,079	-,0386193	,8751731

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Thysanoptera

Tabela 15 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para Thysanoptera

Ranks				Test Statistics ^{a,b}	
	Tipo Armadilha	N	Mean Rank		Capturas Thysanoptera
Capturas Thysanoptera	Pan Trap	20	23,85	Chi-Square	41,019
	Net Sweeping	20	17,15	df	2
	Cromotrópica	20	50,50	Asymp. Sig.	,000
	Total	60			

a. Kruskal Wallis Test
b. Grouping Variable: Tipo Armadilha

Em alternativa aos testes à posteriori da ANOVA, para esta ordem repetiu-se o teste Kruskal-Wallis por forma a comparar as técnicas de amostragem duas a duas.

Entre capturas por Pan Traps e com rede:

Tabela 16 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para Thysanoptera

Ranks				Test Statistics ^{a,b}	
	Tipo Armadilha	N	Mean Rank		Capturas Thysanoptera
Capturas Thysanoptera	Pan Trap	20	23,85	Chi-Square	3,340
	Net Sweeping	20	17,15	df	1
	Total	40		Asymp. Sig.	,068

a. Kruskal Wallis Test
b. Grouping Variable: Tipo Armadilha

Entre capturas por armadilhas cromotrópicas e com rede:

Tabela 17 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para Thysanoptera

Ranks				Test Statistics ^{a,b}	
	Tipo Armadilha	N	Mean Rank		Capturas Thysanoptera
Capturas Thysanoptera	Net Sweeping	20	10,50	Chi-Square	29,512
	Cromotrópica	20	30,50	df	1
	Total	40		Asymp. Sig.	,000

a. Kruskal Wallis Test
b. Grouping Variable: Tipo Armadilha

Entre Pan Traps e Armadilhas Cromotrópicas:

Tabela 18 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para Thysanoptera

Ranks				Test Statistics ^{a,b}	
	Tipo Armadilha	N	Mean Rank		Capturas Thysanoptera
Capturas Thysanoptera	Pan Trap	20	10,50	Chi-Square	29,310
	Cromotrópica	20	30,50	df	1
	Total	40		Asymp. Sig.	,000

a. Kruskal Wallis Test
b. Grouping Variable: Tipo Armadilha

ANEXO IV - Testes estatísticos referentes às técnicas de amostragem e suas variáveis

Hymenoptera

Pan Traps - Diferença entre Amarelo Claro e Amarelo Escuro

Tabela 1 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Pan Traps após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
,166	1	18	,689

Tabela 2 - Resultados do teste ANOVA para Pan Traps após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,193	1	,193	2,606	,124
Within Groups	1,330	18	,074		
Total	1,523	19			

Armadilhas cromotrópicas - Diferença entre Amarelo e Azul

Tabela 3 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
3,785	1	18	,067

Tabela 4 - Resultados do teste ANOVA para Armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	2,328	1	2,328	40,383	,000
Within Groups	1,037	18	,058		
Total	3,365	19			

Capturas com rede - Diferença entre períodos do dia

Tabela 5 - Teste de Homogeneidade de variâncias para capturas com rede após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
2,130	1	18	,162

Tabela 6 - Resultados do teste ANOVA para capturas com rede após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,079	1	,079	,403	,533
Within Groups	3,510	18	,195		
Total	3,588	19			

Diptera

Pan Traps - Diferença entre Amarelo Claro e Amarelo Escuro

Tabela 7 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Pan Traps após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
,007	1	18	,933

Tabela 8 - Resultados do teste ANOVA para Pan Traps após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,004	1	,004	,107	,748
Within Groups	,644	18	,036		
Total	,648	19			

Armadilhas cromotrópicas - Diferença entre Amarelo e Azul

Tabela 9 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
5,714	1	18	,028

Tabela 10 - Resultados do teste Welch para Armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Statistic ^a	df1	df2	Sig.
Welch	,933	1	13,657	,351

a. Asymptotically F distributed.

Referente apenas ao mês de Março para as armadilhas cromotrópicas:

Tabela 11 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
1,272	1	8	,292

Tabela 12 - Resultados do teste ANOVA para capturas com rede após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,655	1	,655	17,087	,003
Within Groups	,307	8	,038		
Total	,962	9			

Referente apenas ao mês de Abril para as armadilhas cromotrópicas:

Tabela 13 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
5,842	1	8	,042

Tabela 14 - Resultados do teste Welch para armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Statistic ^a	df1	df2	Sig.
Welch	1,547	1	5,399	,265

a. Asymptotically F distributed.

Capturas com rede - Diferença entre períodos do dia

Tabela 15 - Teste de Homogeneidade de variâncias para capturas com rede após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
1,240	1	18	,280

Tabela 16 - Resultados do teste ANOVA para capturas com rede após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,034	1	,034	,286	,599
Within Groups	2,126	18	,118		
Total	2,159	19			

Coleoptera

Pan Traps - Diferença entre Amarelo Claro e Amarelo Escuro

Tabela 17 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Pan Traps após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
,192	1	18	,666

Tabela 18 - Resultados do teste ANOVA para Pan Traps após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,003	1	,003	,026	,873
Within Groups	2,189	18	,122		
Total	2,192	19			

Armadilhas cromotrópicas - Diferença entre Amarelo e Azul

Tabela 19 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
1,856	1	18	,190

Tabela 20 - Resultados do teste ANOVA para Armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,079	1	,079	,492	,492
Within Groups	2,871	18	,159		
Total	2,949	19			

Capturas com rede - Diferença entre períodos do dia

Tabela 21 - Teste de Homogeneidade de variâncias para capturas com rede após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
,535	1	18	,474

Tabela 22 - Resultados do teste ANOVA para capturas com rede após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,037	1	,037	,140	,713
Within Groups	4,725	18	,263		
Total	4,762	19			

Hemiptera

Pan Traps - Diferença entre Amarelo Claro e Amarelo Escuro

Tabela 23 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Pan Traps após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
,003	1	18	,960

Tabela 24 - Resultados do teste ANOVA para Pan Traps após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,000	1	,000	,000	,998
Within Groups	3,103	18	,172		
Total	3,103	19			

Armadilhas cromotrópicas - Diferença entre Amarelo e Azul

Tabela 25 - Teste de Homogeneidade de variâncias para Armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
,727	1	18	,405

Tabela 26 - Resultados do teste ANOVA para Armadilhas cromotrópicas após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	5,032	1	5,032	23,104	,000
Within Groups	3,921	18	,218		
Total	8,953	19			

Capturas com rede - Diferença entre períodos do dia

Tabela 27 - Teste de Homogeneidade de variâncias para capturas com rede após transformação em \log_{10}

Log Capturas

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
,124	1	18	,729

Tabela 28 - Resultados do teste ANOVA para capturas com rede após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,071	1	,071	,151	,702
Within Groups	8,421	18	,468		
Total	8,492	19			

Thysanoptera

Pan Traps - Diferença entre Amarelo Claro e Amarelo Escuro

Tabela 29 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para Pan Traps

Test Statistics ^{a,b}	
	Capturas Thysanoptera
Chi-Square	,023
df	1
Asymp. Sig.	,879

a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable:
SubTipo Armadilha

Apenas para os dados relativos às capturas de Thysanoptera por Pan Traps:

Tabela 30 - Testes de Normalidade para as capturas de Thysanoptera após transformação em \log_{10}

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Log Capturas	,135	20	,200*	,934	20	,186

a. Lilliefors Significance Correction

*. This is a lower bound of the true significance.

Tabela 31 - Teste de Homogeneidade de variâncias para as capturas de Thysanoptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas			
Levene Statistic	df1	df2	Sig.
,004	1	18	,950

Tabela 32 - Resultados do teste ANOVA para capturas de Thysanoptera após transformação em \log_{10}

Log Capturas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	,001	1	,001	,004	,948
Within Groups	4,671	18	,259		
Total	4,672	19			

Armadilhas cromotrópicas - Diferença entre Amarelo e Azul

Tabela 33 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para Armadilhas cromotrópicas

Test Statistics^{a,b}

	Capturas Thysanoptera
Chi-Square	4,166
df	1
Asymp. Sig.	,041

a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable:
SubTipo Armadilha

Capturas com rede - Diferença entre períodos do dia

Tabela 34 - Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis para capturas com rede

Test Statistics^{a,b}

	Capturas Thysanoptera
Chi-Square	1,567
df	1
Asymp. Sig.	,211

a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable:
SubTipo Armadilha